



**You have downloaded a document from
RE-BUS
repository of the University of Silesia in Katowice**

Title: Warunki siedliskowe terenów poprzemysłowych a biologia traw: *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* w aspekcie ich wykorzystania w rekultywacji

Author: Małgorzata Szary

Citation style: Szary, Małgorzata. (2018). Warunki siedliskowe terenów poprzemysłowych a biologia traw: *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* w aspekcie ich wykorzystania w rekultywacji. Praca doktorska. Katowice : Uniwersytet Śląski

© Korzystanie z tego materiału jest możliwe zgodnie z właściwymi przepisami o dozwolonym użytku lub o innych wyjątkach przewidzianych w przepisach prawa, a korzystanie w szerszym zakresie wymaga uzyskania zgody uprawnionego.



UNIwersytet ŚLĄSKI
W KATOWICACH



Biblioteka
Uniwersytetu Śląskiego



Ministerstwo Nauki
i Szkolnictwa Wyższego

Uniwersytet Śląski
Wydział Biologii i Ochrony Środowiska

Katedra Botaniki i Ochrony Przyrody

Małgorzata Szary

**Warunki siedliskowe terenów przemysłowych a biologia traw:
Calamagrostis epigejos i *Phragmites australis* w aspekcie
ich wykorzystania w rekultywacji**

Praca doktorska

Promotor:
dr hab. prof. UŚ Gabriela Woźniak

Promotor pomocniczy:
dr Agnieszka Błońska

Katowice 2018

Słowa kluczowe: *Calamagrostis epigejos*, *Phragmites australis*, zwałowiska skały płonnej, zwałowiska cynkowo-ołowiowe, efektywność fotosyntezy, cechy funkcjonalne roślin

Oświadczenie autora pracy

Świadoma odpowiedzialności prawnej oświadczam, że niniejsza praca została napisana przeze mnie samodzielnie i nie zawiera treści uzyskanych w sposób niezgodny z obowiązującymi przepisami.

Oświadczam również, że przedstawiona praca nie była wcześniej przedmiotem procedur związanych z uzyskaniem tytułu zawodowego w wyższej uczelni.

Oświadczam ponadto, że niniejsza wersja pracy jest identyczna z załączoną wersją elektroniczną.

Data

27.06.2017 r.

Podpis autora pracy

Składam serdeczne podziękowania

Pani dr hab. prof. UŚ Gabrieli Woźniak za opiekę naukową, pomoc oraz okazane wsparcie.

Za wprowadzenie w arkana wiedzy z zakresu fizjologii roślin, liczne konsultacje, nieocenioną pomoc w analizach fizjologicznych oraz poświęcony czas, dziękuję mgr Krzysztofowi Sitko, który nigdy nie pozostawił postawionego pytania bez odpowiedzi i zawsze chętnie służył swoją wiedzą.

Dziękuję dr hab. Agnieszce Kompale-Bąbie, dr Agnieszce Błońskiej oraz dr hab. Edycie Sierce za konsultacje i cenne uwagi w trakcie pisania rozprawy.

Podziękowania składam również dr Wojciechowi Bierze za trafne sugestie, pomoc oraz wysiłek włożony w wykończenie tej pracy.

Pracę tę dedykuję mojej Mamie, która zawsze we mnie wierzyła.

*„Najsilniejsze nie są gatunki, które przeżyły lub gatunki najbardziej inteligentne,
ale te najbardziej wrażliwe na zmiany” - 1859*

Karol Darwin

Spis treści

Wstęp i cele pracy	7
2. Materiały i metody badawcze	11
2.1. Charakterystyka badanych gatunków	11
2.2. Charakterystyka obiektów badań	13
2.3. Metody poboru prób w terenie	29
2.4. Metody analiz różnorodności gatunkowej i funkcjonalnej	33
2.4.1. Metody analiz różnorodności gatunkowej	33
2.4.2. Metody analiz różnorodności funkcjonalnej	34
2.5. Metody analiz laboratoryjnych podłoża	37
2.6. Metody analiz fizjologicznych roślin	42
2.7. Metody statystyczne	44
3. Wyniki	47
3.1. Porównanie składu gatunkowego i funkcjonalnego płatów zdominowanych przez badane gatunki na trzech typach podłoża	47
3.1.1. Porównanie składu gatunkowego i różnorodności gatunkowej płatów zdominowanych przez badane gatunki na trzech typach podłoża	47
3.1.2. Porównanie składu funkcjonalnego i różnorodności funkcjonalnej płatów zdominowanych przez badane gatunki na trzech typach podłoża	59
3.2. Porównanie wysokości i biomasy osobników badanych gatunków traw	72
3.2.1. Porównanie wysokości i biomasy osobników - trzcinnika piaskowego	72
3.2.2. Porównanie wysokości i biomasy osobników trzciny pospolitej	78
3.3. Porównanie parametrów fizjologicznych osobników występujących w płatach roślinności na trzech typach badanych siedlisk	82
3.3.1. Porównanie zawartości H ₂ O ₂ u osobników badanych gatunków	83
3.3.2. Porównanie zawartości MDA u osobników badanych gatunków	85
3.3.3. Porównanie zawartości chlorofilu u osobników badanych gatunków	88
3.3.4. Porównanie fluorescencji chlorofilu a jako wskaźnika wydajności funkcji PSII u osobników <i>Calamagrostis epigejos</i>	95
3.3.5. Porównanie fluorescencji chlorofilu a jako wskaźnika wydajności funkcji PSII u osobników <i>Phragmites australis</i>	102
3.3.6. Fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści u osobników <i>Calamagrostis epigejos</i> i <i>Phragmites australis</i>	108
4. Dyskusja	121
4.1. Wybór terenu i obiektów badań	121
4.2. Skład gatunkowy i funkcjonalny badanych gatunków	124
4.2.1. Dominacja, konkurencja i współwystępowanie	124
4.2.2. Znaczenie parametrów biocenotycznych a koncepcja complimentary effect	127

4.2.3. Różnice w składzie gatunkowym	128
4.2.4. Znaczenie parametrów funkcjonalnych	134
4.2.5. Różnice w składzie funkcjonalnym	135
4.3. Parametry biometryczne badanych populacji	136
4.3.1. Reakcja roślin na stresor i mechanizmy adaptacji	139
4.3.2. Wpływ metali ciężkich i zasolenia podłoża na zmienność osobniczą roślin	144
4.5. Możliwości praktycznego wykorzystania badanych gatunków traw w rekultywacji	149
4.6. Znaczenie podjętej problematyki	154
6. Wykaz literatury	163

Wstęp i cele pracy

Prowadzona w ciągu ostatnich dwóch stuleci, intensywna działalność przemysłowa, (m.in. wydobywanie i przetwarzanie surowców naturalnych), zmieniła znacząco wiele aspektów środowiska przyrodniczego (Milgrom 2008). Jednym ze skutków gospodarczej działalności człowieka jest tworzenie zupełnie nowych siedlisk, takich jak tereny poprzemysłowe. Obszary te powstają w dużych skalach przestrzennych i czasowych (Rotherham, 2017). Zajmują one dziś około 6% powierzchni ziemi (Alberti i in. 2003; Millennium Ecosystem Assessment 2005). Szacuje się, że działalność wydobywcza (węgiel kamienny, rudy metali, kruszywa) dotknęła około 1% ziemi (Walker 1999, 2012), tak więc obszary pogórnice stanowią istotny składnik krajobrazu wielu miejsc na świecie.

Nowe formy antropogeniczne są wyjątkowymi siedliskami, ponieważ stanowią bardzo ubogie mineralne podłoże, pozbawione często materii organicznej (Bradshaw 2000). Nie mają one wykształconego profilu glebowego, a ich właściwości fizyczne (niekorzystna struktura podłoża podatnego na przesuszenie, działanie wysokiej temperatury) i chemiczne (skrajne wartości pH, wysoka zawartość metali ciężkich, zasolenie) są znacząco odmienne od otoczenia (Bradshaw 2000; Kompała i in., 2004; Woźniak 2010). Tereny poprzemysłowe stanowią otwarte miejsca dostępne dla wyspecjalizowanych gatunków, w znacznej części zależnych od wczesnej fazy sukcesyjnej i oligotroficznych siedlisk (Krauss i in. 2009, Novák i Prach 2003, Tropek i in. 2010). Paradoksalnie siedliska te należą do najbardziej zagrożonych w wielu regionach Europy i Świata (Ash i in. 1994, Majer 1989, Morris i in. 1994, Hoekstra i in. 2005, Wenzel i in. 2006, Rotherham, 2009, 2012). Wyniki ostatnich badań wskazują na zasadność wyodrębniania tego typu siedlisk, jako tzw. „novel ecosystems” (Kowarik 2011, Collier i Devitt. 2018), ponieważ ekosystemy te często kształtują się tutaj od podstaw „*de novo*” w specyficzny sposób (Woźniak 2010, Markowicz 2015).

Badania na terenach poprzemysłowych skupiały się dotychczas na identyfikacji i klasyfikacji spontanicznej roślinności rozwijającej się na tych niesprzyjających siedliskach (Jochimsen 1991, Kompała-Bąba i in. 2004). Sporo badań poświęcono opisowi i zrozumieniu procesu spontanicznej sukcesji przebiegającej na terenach poprzemysłowych (Jentsch 1975, Prach i in. 2017). Różnym aspektom rekultywacji technicznej i biologicznej oraz z wykorzystaniem procesów przyrodniczych dedykowano również wiele prac (Hodacova i Prach 2003, Prach i Pyšek 2001, Prach i Pyšek 1994b, Aldy i in. 2011). Jednak mniej uwagi poświęcono na porównaniu cech funkcjonalnych i realizowanych strategii tych samych

gatunków na różnych terenach przemysłowych (Woźniak 2010, Piekarska i in. 2011, Kompała-Bąba i Bąba 2013, Bąba i in. 2016), a zwłaszcza w kontekście wykorzystania ich w rekultywacji.

Różnorodność cech roślin odgrywa ważną rolę w kształtowaniu się zbiorowisk roślinnych i funkcjonowaniu ekosystemów (Lavorel i Garnier 2002, de Bello i in. 2010, Götzenberger i in. 2011), ale przyczyny i konsekwencje zmienności cech wewnątrzgatunkowych nadal są słabo poznane (Albert i in. 2010, Violle i in. 2012).

Stwierdzone we wcześniejszych badaniach bogactwo florystyczne i zróżnicowanie roślinności występującej spontanicznie na siedliskach terenów przemysłowych (Box 1999, Rostański 2006, Kompała-Bąba i in. 2004, Rahmonov 2007, Woźniak 2010, Kompała-Bąba i Bąba 2013), nasuwa pytania o cechy funkcjonalne tych roślin, które pozwalają im kolonizować specyficzne siedliska terenów przemysłowych. Pytania te stają się tym bardziej celowe, gdy uwzględniony zostanie fakt, że liczne obserwacje wskazują, iż te same gatunki kolonizują i z sukcesem rozwijają się na terenach przemysłowych różniących się zasadniczo warunkami siedliskowymi. Trzcinnik piaskowy *Calamagrostis epigejos* i trzcina pospolita *Phragmites australis* bardzo często występują spontanicznie na zwałach skały płonnej po eksploatacji węgla kamiennego oraz po hutnictwie cynku i ołowiu pełniąc w licznych płatach roślinności rolę gatunku dominującego (Kompała i in. 2004, Woźniak 2005, Stefanowicz i in. 2015).

Szereg czynników może wpływać na zdolność roślin do tego, że są one w stanie z sukcesem zadomowić się, rozwijać i trwać na danym siedlisku, szczególnie jeśli jest to siedlisko niesprzyjające (Ryc. 1). Czynniki te mogą oddziaływać w różnych skalach. Należą do nich m.in.:

Oddziaływanie organizmów współwystępujących – skład zbiorowiska roślinnego i związana z nim różnorodności gatunkowa i funkcjonalna.

Wykazano, że skład i różnorodność gatunków tworzących płaty roślinności, które tworzą roślinność danego miejsca i decydują o funkcjonowaniu ekosystemu, z jednej strony zależy od zróżnicowania warunków siedliskowych (niche differentiation), a z drugiej od wzajemnych relacji między osobnikami gatunków (facilitation between species) budujących zbiorowisko roślinne (Tilman 1987, 1988, 2002, Grime 1979, 2001, Westoby 1998). Loreau i Hector (2001) zaproponowali aby stosować dla obu tych mechanizmów działających w zbiorowiskach roślinnych, zbiorcze pojęcie „complementarity effect”. Stwierdzono, że zmiany w składzie gatunkowym i funkcjonalnych wywołują wyraźną reakcję

w przebiegu procesów ekosystemowych (Tilman i in. 1997, van der Heijden i in. 1998, Hector i in. 1999, Schläpfer i Schmid 1999).

Struktura populacji, cechy biometryczne m.in. wielkość i biomasa osobników.

Różnorodność cech roślin odgrywa ważną rolę w strukturze zbiorowisk roślinnych i funkcjonowaniu ekosystemów (de Bello i in., 2010; Götzenberger i in., 2012). Jednak przyczyny i konsekwencje zmienności cech wewnątrzgatunkowych nadal są słabo poznane (Albert i in. 2010, Violle i in. 2012). Cechy roślin mogą się różnić znacznie m.in. w wyniku plastyczności fenotypowej (Bradshaw 1965). Rośliny modyfikują swoją morfologię w odpowiedzi na zmienność czynników abiotycznych (Alpert i Simms 2002, Givnish 2002). Cechami morfologicznymi, które zmieniają się w odpowiedzi na warunki środowiska są wysokość osobników i biomasa (Lasky i in. 2014, Hu i Guo 2013, Sanaei i in. 2018).

Parametry fizjologiczne poszczególnych osobników badanych gatunków.

Warunki siedliskowe w znaczący sposób wpływają na procesy fizjologiczne organizmów roślinnych (Bąba i in. 2016). Modyfikacje te mogą przekładać się nie tylko na wzajemne interakcje między roślinami, ale również na relacje między roślinami a innymi organizmami oraz na procesy związane z funkcjonowaniem ekosystemu jako całości (Pereira i in. 2002, Yin i in. 2006, Oukarroum i in. 2007). Pomiarów parametrów fizjologicznych, takie jak: przebieg procesu fotosyntezy, ilość chlorofilu, stężenie/zawartość enzymów stresu, dostarczają stosunkowo szybko informacji o reakcji roślin na zmiany w środowisku (Strasser i in. 2000, Murkowski 2002).

Aby sprawdzić czy istnieje relacja między warunkami siedliskowymi terenów przemysłowych, a wybranymi cechami biologii badanych traw w kontekście ich wykorzystania w rekultywacji, przeprowadzono badania koncentrując się na poziomie: i.) biocenotycznym, ii.) osobniczym, iii.) fizjologicznym.

Celem pracy jest porównanie osobników każdego z badanych gatunków klonalnych traw, w płatach roślinności spontanicznie rozwijających się na różnych typach terenów przemysłowych w porównaniu z terenem pozbawionym takiej działalności, ze względu na:

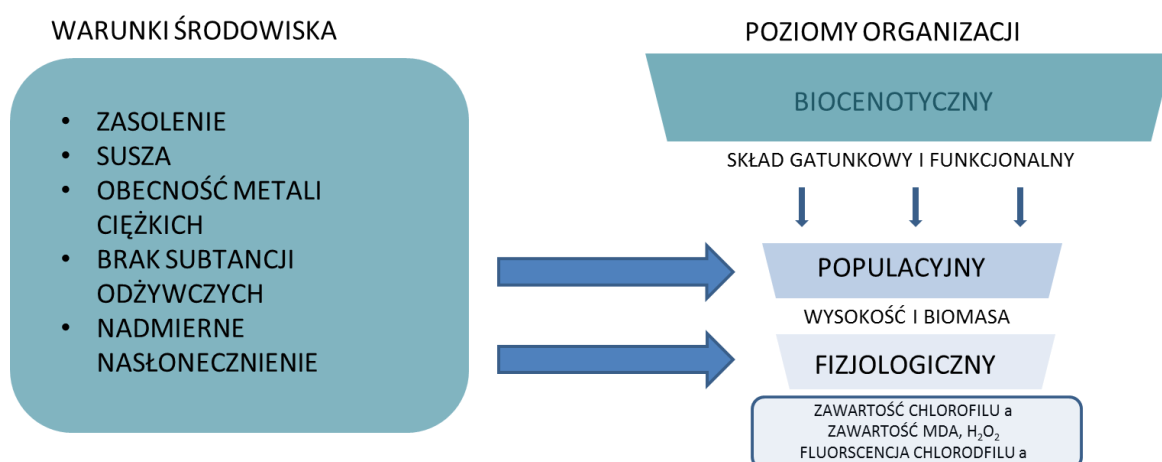
- różnice w składzie gatunkowym oraz funkcjonalnym roślin, które towarzyszą badanym gatunkom traw na trzech typach analizowanych siedlisk,

- różnice w wysokości i biomasy osobników badanych traw na trzech typach analizowanych siedlisk,
- różnice w wartościach parametrów fizjologicznych osobników badanych traw (zawartość chlorofilu intensywność przebiegu procesu fotosyntezy, stresu) na trzech typach analizowanych siedlisk.

Postawiono hipotezę, że osobniki badanych gatunków traw będą wykazywały różnice między siedliskami terenów przemysłowych, a siedliskami nieprzemysłowymi ze względu na:

- na skład gatunkowy i różnorodność gatunkową biocenoz,
- na skład funkcjonalny i różnorodność funkcjonalną biocenoz,
- na wysokość osobników badanych gatunków traw,
- na ilość powstającej biomasy przez badane gatunki traw,
- na intensywność fotosyntezy badanych gatunków traw,
- na ilość chlorofilu w liściach badanych gatunków traw,
- na obecność substancji (MDA, H_2O_2) w liściach badanych gatunków traw.

Wyniki tych badań mogą poszerzyć wiedzę na temat mechanizmów (przystosowań), poszczególnych gatunków roślin, które pozwalają im na zasiedlenie różnych terenów przemysłowych. Gruntowna znajomość procesów adaptacji pozwoli na wskazanie kierunków skuteczniejszej rekultywacji z wykorzystaniem roślin o cechach najbardziej przydatnych do warunków panujących na siedliskach przemysłowych.



Ryc. 1. Czynniki biotyczne i abiotyczne wpływające na skład gatunkowy i funkcjonalny, parametry biometryczne oraz stan fizjologiczny badanych gatunków traw klonalnych.

2. Materiały i metody badawcze

2.1. Charakterystyka badanych gatunków

Badania flory naczyniowej na terenach przemysłowych wykazały, że *Calamagrostis epigejos* (trzcinnik piaskowy) należy do gatunków występujących pospolicie (Rostański 1991, Patrzalek, Rostański 1995, Jędrzejko i Olszewski 2008) natomiast *Phragmites australis* do gatunków bardzo częstych (Tokarska-Guzik i Rostański 2001, Jędrzejko i Olszewski 2008).

***Calamagrostis epigejos* (L.) Roth**

Trzcinnik piaskowy (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth) należy do rzędu wiechlinowców (*Poales*), rodziny traw (*Poaceae*). Klasyfikowany jest, jako geofit lub hemikryptofit. Osiąga wysokość do 2 m, ma silne kłace licznie rozgałęziające się na cienkie rozłogi do 100 cm długie. Kwiaty trzcinnika zebrane są w wiechowaty kwiatostan. Owocem jest ziarniak okryty plewkami. Trzcinnik piaskowy należy do grupy traw rozłogowych. Kwitnie od czerwca do sierpnia. Rozmnaża się płciowo, wiatropylnie za pomocą obupłciowych kwiatów zebranych w kłoski oraz wegetatywnie za pomocą rozłogów.

Trzcinnik piaskowy to powszechnie występujący w Polsce gatunek trawy o szerokim zakresie tolerancji ekologicznej. Według skali częstości występowania i tendencji dynamicznych jest gatunkiem pospolitym na całym (lub prawie całym) terenie, zajmującym nowe stanowiska (Rutkowski 2004). Preferuje stanowiska nasłonecznione do lekko zacienionych, gleby umiarkowanie ubogie, jednak podczas wzrostu i reprodukcji bogate w azot, najlepiej piaszczyste, kwaśne, umiarkowanie wilgotne (Ellenberg i in. 1992, Rutkowski 2004, Rebele i Lehmann 2001). Trzcinnik piaskowy preferuje siedliska niezasolone. Na siedliskach zasolonych występuje przypadkowo i jest nietrwały (Ellenberg i in. 1992).

Trawa ta spotykana jest w lasach, zaroślach, na zrębach borów i borów mieszanych, a także porzuconych łąkach, w murawach kserotermicznych oraz na siedliskach ruderalnych (zbocza, pobocza dróg, torów kolejowych) i wszystkich typach terenów przemysłowych (hałdy węglowe, hałdy odpadów metali ciężkich, osadniki ziemne wód kopalnianych, wyrobiska piaskowe, kamieniołomy) (Rostański i Woźniak 2001, Rostański i Woźniak 2007,

Kompała-Bąba 2000). Zespół ten może być zbiorowiskiem naturalnym, dynamicznym i trwałym pod względem składu i struktury (Matuszkiewicz 2001), jak również zbiorowiskiem synantropijnym. W literaturze opisywane są traworośla z panującym trzcinnikiem piaskowym, jako płaty zespołu *Calamagrostietum epigeji* Juraszek 1928, opisywany z nadrzecznych łąk piaszczystych (Matuszkiewicz 2001, Rostański i Woźniak 2001) lub zespół *Rubio-Calamagrostietum epigeji* COSTE (1974) (Kompała-Bąba 2000).

Calamagrostis epigejos jest gatunkiem występującym powszechnie. Trzcinnik piaskowy jest gatunkiem trawy, który może pełnić rolę gatunku pionierskiego, jak również gatunku dominującego w późniejszych stadiach sukcesji (Mudrąka i in. 2016) lub współdominującego w zbiorowiskach roślinnych opisywanych z terenów przemysłowych (Wolski 2006). *Calamagrostis epigejos* charakteryzuje się bardzo szeroką skalą ekologiczną (Jańczyk-Węglarska 1996). Jego obecność decyduje o trawiastej fizjonomii płatów roślinnych, a płaty te często zajmują duże powierzchnie (Ratyńska 2001) (Fot.1).

***Phragmites australis* (Cav.)Trin. ex Steud**

Trzcina pospolita (*Phragmites australis* (Cav.)Trin. ex Steud) należy również do rzędu wiechlinowców (*Poales*), rodziny traw (*Poaceae*). Klasyfikowany jest, jako geofit lub hydrofit. Osiągający wysokość do 4 m (Ellenberg i in. 1992). Posiada grube kłacza, a czasem również rozłogi. Rozgałęzia się licznie tworząc zwarte kępy. Kwiaty trzciny zebrane w kwiatostan, dolne męskie, pozostałe obupłciowe. Owocem jest ziarniak okryty plewkami. Kwitnie od lipca do września. Rozmnaża się płciowo, głównie jednak wegetatywnie przez rozłogi lub fragmentację kłaczy i pędów.

Gatunek porasta szuwały tworząc płaty zespołu *Phragmitetum australis* Gams (1927) Schmale (1939), brzegi zbiorników wodnych, torfowiska, podmokłe łąki i zarośla łęgowe (Matuszkiewicz 2001). Jest typową rośliną bagienną i nadwodną i cechuje się szerokim zakresem tolerancji (Rutkowski 2004). Występuje również na siedliskach ruderalnych (wyrębiska piaskowe, kamieniołomy, hałdy węglowe, osadniki poflotacyjne, popłuczkowe, hałdy po hutnictwie cynku i ołowiu) (Kompała i Woźniak 2001, Woźniak 2005, Woźniak 2006, Kompała i in. 2004). *Phragmites australis* jest trawą, która jest uważana za jedną z najbardziej rozpowszechnionych i produktywnych roślin na świecie (Brix i Čížková 2001). Rośnie w wielu trudnych siedliskach, w tym świeżych i słonawych obszarach wodnych bagien, rzekach i jeziorach, słonych bagnach i piaszczystych wydmach (Haslam 1970).

Trzcina pospolita jest uważana za jeden z gatunków, który tworzy w czasie sezonu wegetacyjnego bardzo dużo biomasy (Windham 2001) (Fot.2).

Trzcina pospolita jest gatunkiem o szerokim zakresie tolerancji ekologicznej. Gatunek ten jest wskaźnikiem siedlisk umiarkowanie ciepłych, dobrze oświetlonych, ale występuje również w półcieniu. Preferuje tereny podmokłe, choć porasta także tereny okresowo pozbawione wody stojącej. Dobrze znosi okresowe, jak i trwałe podtopienia oraz falowanie wody (Rutkowski 2004). Jest wskaźnikiem gleb słabo kwaśnych do słabo zasadowych, nigdy nie zajmuje siedlisk bardzo kwaśnych. Porasta siedliska zasobne w azot, bardzo żyzne. Preferuje siedliska niezasolone, przypadkowy i nietrwały na siedliskach zasolonych (Ellenberg i in. 1992).

Z uwagi na swoją dużą żywotność oraz szybki wzrost formuje jednogatunkowe, rozległe zbiorowiska agregacyjne - *Phragmitetum australis*. Może ona jednak współdominować z innymi gatunkami tworząc zbiorowiska bogate gatunkowo i strukturalnie (Matuszkiewicz 2001). Dominacja *Phragmites australis* w zbiorowiskach roślinności szuwarowej, torfowiskowej i wilgotnych łąk nie uniemożliwia rozwoju bogatego w gatunki zbiorowiska (Brix i Čížková 2001).



Fot. 1. Płat roślinności zdominowany przez *Calamagrostis epigejos* na terenie przemysłowym.



Fot. 2. Zbiorowisko na hałdzie węglowej, w którym dominującym gatunkiem jest *Phragmites australis*.

2.2. Charakterystyka obiektów badań

Badane tereny znajdują się na obszarze strefy starych fałdowań paleozoicznych. Obszar badań leży w następujących jednostkach regionalizacji fizycznogeograficznej: prowincja Wyżyny Polskie (34), podprowincja Wyżyna Śląsko-Krakowska (341), makroregion Wyżyna Śląska (341.1), mezoregion Wyżyna Katowicka (341.13) (Kondracki 2002). Siedliska badawcze należą do regionu górnośląskiego, stanowią waryscyjskie zapadlisko śródgórskie, które wypełniły kompleksy piaskowców i skał ilastych wraz z licznymi, okazałymi pokładami węgla kamiennego. Wchodzą w skład grupy warstw łękowych. Zagłębie Górnośląskie reprezentuje typ paraliczny, a powstałe w nim pokłady występują przede wszystkim w osadach westfalu i namuru (górnego karbonu) (Aleksandrowicz 1972). Złóża węgla kamiennego na obszarze Górnośląskiego Zagłębia Węglowego, zalegają głównie do głębokości 1 000 m (miejscami również głębiej). Miąższość wykształconych pokładów wynosi średnio od 5 do 6 m, osiągając miejscami maksymalnie 22 m (Hornig 1955). Złóża rud cynkowo-ołowiowych o znaczeniu przemysłowym występują w mezozoicznych skałach węglanowych dolnego wapienia muszlowego.

Wyznaczone tereny poprzemysłowe oraz kontrolne leżą w śląsko-małopolskim regionie klimatycznym, w strefie pośredniej między wpływami kontynentalnymi i oceanicznymi. Klimat tego regionu klimatycznego przekształca średni poziom wpływów oceanicznych (Narodowy Atlas Polski 1978). Według podziału Romera (1949) obszar znajduje się w regionie klimatów wyżyn środkowych. Średnia roczna temperatura powietrza regionu przewyższa średnią roczną temperaturę Polski. Okres wegetacyjny trwa blisko 220 dni, a więc jest sprzyjający. Roczne średnie sumy opadów są stosunkowo wysokie: osiągają 700–800 mm. Najczęściej występują wiatry zachodnie: południowo-zachodnie, zachodnie i północno-zachodnie o średniej prędkości od 1–3 m/s (Kruczała 2000). Warto nadmienić, iż na obszarach miejskich występuje typ topoklimatu charakterystyczny dla rozwiniętych terenów zurbanizowanych.

Hałdy, zwane też zwałami, zwałowiskami i składowiskami związane z działalnością kopalń, hut i/lub elektrowni mogą mieć charakter usypisk bądź niwelacji zakłębłości terenu (składowiska podpoziomowe). Na obszarze badań składowane są w postaci hałd przede wszystkim: skała płonna i materiał popłuczkowy, materiał pohutniczy (odpady powstające w procesie eksploatacji i przeróbki węgla kamiennego i rud metali kolorowych) oraz żużel związany z hutnictwem cynku i ołowiu. W krajobrazie regionu dominują zwałowiska

grzbietowe, których powierzchnie pokrywają tzw. grunty bez glebowe. Odpady węglowe zdeponowane w hałdach to materiał częściowo zwietrzały, gdyż zalega na zwałowiskach od 1 do 3 i więcej lat (Rostański 2006).

Zwały powstałe w związku z eksploatacją węgla

Jednym z rodzajów terenów przemysłowych, na którym przeprowadzono badanie były składowiska odpadów pogórnich zwane też zwałami lub hałdami po górnictwie węgla kamiennego. Węgiel kamienny wydobywano w Europie (w tym na Śląsku) od XVIII wieku (Pluta 2001, Rożkowski i in. 1993). Działalność ta pozostawiła duże ilości odpadów – skały płonnej, które zostały zdeponowane w postaci hałd, zajmujących znaczne powierzchnie (Szczepańska i Twardowska 1999). Hałdy te stanowią antropogeniczne formy krajobrazu, które zbudowane są z osadów karbonu powstałych na krystalicznym masywie prekambryjskim. Węgiel kamienny w pokładach geologicznych występuje wraz z mułowcami i piaskowcami. Na część pokładów węgla kamiennego zalega warstwa węglanów pochodząca z triasu (Cabała i in. 2004).

Hałdy skały płonnej charakteryzują się ekstremalnymi warunkami abiotycznymi, np. wysoką temperaturą, zasoleniem, brakiem pokrywy gleby i roślin, brakiem gleby nasion i składników odżywczych w podłożu, dużymi wahaniami dziennych temperatur i wilgotności, podatnością na erozję, niestabilnością podłoża, pyleniem, związkami chemicznymi i aktywnością termiczną, które określają specyfikę flory i roślinności terenów przemysłowych (Bradshaw 2000, Rostański i Woźniak 2007, Rahmonov i in. 2013, Woźniak i in. 2015abc). Hałdy węglowe odznaczają się wysoką zawartością soli rozpuszczalnych w wodzie (chlorki, siarczany). Wartość pH obojętna lub lekko zasadowa. W miarę starzenia się hałdy odczyn może zbliżać się do kwaśnego. Zawartość metali ciężkich jest znikoma (Woźniak 2010). Warunki te zmieniają się zarówno w czasie, jak i w przestrzeni. Zmieniają się również wraz z głębokością podłoża hałdy. Wszystkie te czynniki powodują, że hałdy skały płonnej określane są często, jako tak zwane "pustynie biologiczne". Jednak, pomimo trudnych warunków środowiskowych, w tym długich okresów suszy, wysokiej temperatury dochodzącej do 50°C, wysokiego zagęszczenia materiału odpadowego oraz niedoboru składników pokarmowych (Woźniak 2010), hałdy te zostały spontanicznie skolonizowane przez roślinność zielną. Rozmieszczenie przestrzenne spontanicznie rozwijających się płatów i ich skład gatunkowy kolonizatorów (przewaga roślin rozsiewanych przez wiatr roślin) sugerują, że większość roślin dotarła na hałdach z wiatrem

i zdomowała się w przypadkowych miejscach, a następnie rozprzestrzeniła się dalej głównie klonalnie.

Zwały powstałe w związku z hutnictwem cynku i ołowiu

Nieużytki związane z działalnością górnictwa i hutnictwa rud cynku to najczęściej formy nadpoziomowe – hałdy. Hałdy, charakteryzują się niekorzystnymi warunkami siedliskowymi, uważane są za uniemożliwiające lub w najlepszym razie ograniczające spontaniczną sukcesję organizmów żywych. Najłatwiejszym do zaobserwowania przejawem przebiegu sukcesji jest kolonizowanie, tego typu obiektów przez rośliny. Dalszy rozwój i trwanie roślin, które pierwotnie pojawiały się na terenach przemysłowych świadczy o skutecznej kolonizacji (Bąba i in. 2016, Kompała i in. 2014).

Najpoważniejsze ograniczenia dla rozwoju roślinności i związanych z nią organizmów żywych stanowią: i.) wysokie stężenia metali ciężkich; ii.) wysoka zawartością soli rozpuszczalnych w wodzie; iii.) deficyt wody.

Rozwój organizmów żywych w tym roślinność na hałdach cynkowo-ołowiowych jest ograniczany również przez: znaczne ograniczenie substancji odżywczych (nutrientów) w substracie glebowym, niekorzystny odczyn, zróżnicowanie struktury granulometrycznej podłoża, przejawiająca się przewagą frakcji drobnoziarnistej (Kompała i in. 2004, Ryś i in. 2016).

Jednak przede wszystkim siedliska te charakteryzują się ekstremalnymi stężeniami pierwiastków ciężkich w podłożu (Zn -18000 $\mu\text{g g}^{-1}$, - Pb -19000 $\mu\text{g g}^{-1}$ (Gucwa-Przepióra i Turnau 2001)). Jony metali ciężkich powodują zburzenie i/lub zablokowanie procesów biochemicznych i reakcji metabolicznych. Zawartość soli rozpuszczalnych w wodzie stwierdzona na hałdach po cynkowych, podobnie jak na opisanych wcześniej hałdach skały płonnej, jest zasoleniem większe niż zasolenie wody morskiej (Szczepańska 1987). Zasolone podłoże hałdy może powodować zahamowanie wzrostu u roślin tam rosnących, objawiające się zmniejszeniem wymiarów jak również liczbą i masą liści oraz korzeni wpływając tym samym na ważny parametr „root/shoot ratio”. Stwierdzono, że zahamowanie wzrostu organów podziemnych jest mniejsze niż organów nadziemnych (Taiz i Zeiger 2002, Ramoliya i in. 2004). Wartość pH podłoża oscyluje od obojętnego do lekko alkalicznego (6,9-7,7) (Jędrzejczyk i Rostański 2001).

Stały deficyt wody panujący na hałdach nie sprzyja rozwojowi roślinności. Hałdy po cynkowe, podobnie jak hałdy skały płonnej, mają tendencję do szybkiego przesuszania

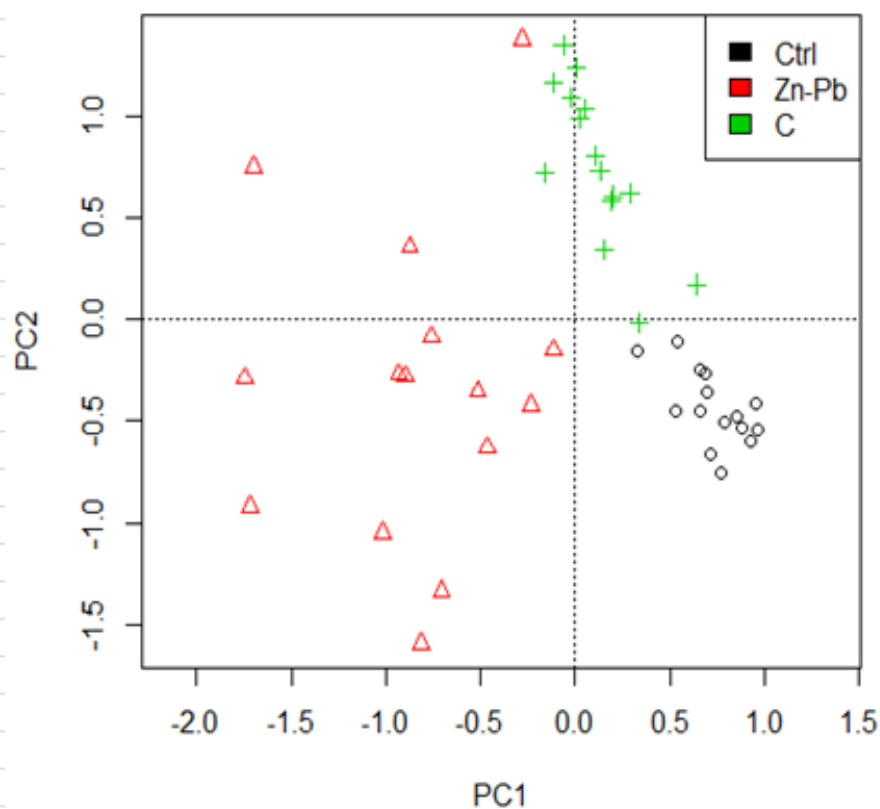
się powierzchniowej warstwy zwałowiska oraz do zaskorupiania się zwietrzałych części na skutek uwalniania się dużych ilości sodu (Patrzalek 2001). Rośliny na hałdach mogą korzystać prawie wyłącznie z wody opadowej. Duża porowatość substratu glebowego, szybko przenika w głębsze warstwy, co prowadzi do przesuszenia warstw wierzchnich (Maciak 1999). Stres powodowany suszą prowadzi do wielu fizjologicznych i biochemicznych zmian w organizmach żywych. Zahamowania wymiany gazowej, a co za tym idzie asymilacji CO₂, dochodzi do ograniczenia syntezy cukrów. Zmiana stosunków troficznych oraz dystrybucji substancji pokarmowych powoduje konieczność ograniczenia energochłonnych procesów wzrostu, a w skrajnych przypadkach nawet rozwoju generatywnego (Gehrman 1985, Singer i in. 2003, Klamkowski i Treder 2011).

Hałdy w Chropaczowie, Zabrze oraz Dołkach znajdują się w rejonie bogatych złóż zalegających w dolomitach kruszconośnych odpowiadających bytomsko-tarnogórskiemu obszarowi wydobywania. W wyniku wydobywania powstaje urobek, który poddawany jest procesom przetwarzania. Zwałowiska, czyli efekt poeksploatacyjny, to nagromadzona skała płonna oraz odpady technologiczne zawierające wysoką zawartość pierwiastków metalicznych, przede wszystkim cynku, ołowiu, kadmu, manganu i talu. Hałdy stanowią zagrożenie dla środowiska gdyż substancje toksyczne są systematycznie wywiewane w wyniku erozji eolicznej oraz wypłukiwane w procesie erozji wodnej (Hanus-Fajerska i in. 2015).

Powyższa charakterystyka terenów przemysłowych wskazuje, że zostały one właściwie wybrane, by móc sprawdzić czy znacząco różne warunki siedliskowe wybranych terenów przemysłowych i terenu nieprzemysłowego spowoduje wystąpienie zmienności cech osobniczych u dwóch badanych gatunków traw.

Porównanie podłoża badanych obiektów

Podstawowym założeniem podjętych badań jest istnienie różnic siedliskowych między trzema badanymi typami terenów: 1. Zwały skały płonnej, 2. Zwały cynku i ołowiu, 3. Teren nieprzemysłowy (kontrola). Wyniki porównania wskazują w większości na istotne statystycznie różnice w parametrach podłoża badanych typów siedlisk.



Ryc. 2.1. Rozmieszczenia analizowanych płatów w przestrzeni ordynacyjnej głównych składowych PCA, grupowanie płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* w trzech typach badanych siedlisk na podstawie danych podłoża.

Przeprowadzone analizy wykazały że podłoże badanych płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* różni się w trzech typach analizowanych siedlisk (wartości własne osi $PC1 = -0.456$, $PC2 = 0.890$, $r = 2.5653$, $p = 0.001$ ***).

Tab. 2.1. Porównanie zawartości kadmu przyswajalnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 23.727, df = 2, p-value = 0.000.

Siedlisko	średnia	SD
Control	0.157	0.060 a
heapC	0.078	0.050 a
heapZnPb	0.643	0.516 b

Zawartość przyswajalnego kadmu (Cd_a) jest istotnie statystycznie wyższa na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. Brak różnic w zawartość przyswajalnego kadmu w podłożu siedlisk zwałowisk węglowych i nieprzemysłowych.

Tab. 2.2. Porównania zawartości węgla organicznego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 12.535, df = 2, p-value = 0.001897.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	2.389	2.088	a
heapC	5.632	2.941	a
heapZnPb	5.444	2.905	b

Porównanie ilości węgla organicznego, w podłożu trzech badanych typów siedlisk wykazała, że węgla organicznego jest istotnie statystycznie więcej na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. Brak różnic istotnych statystycznie w zawartości węgla organicznego w podłożu siedlisk zwałów węglowych i terenów nieprzemysłowych.

Tab. 2.3. Porównania zawartości przyswajalnego potasu w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 20.093, df = 2, p-value = 0.00004335.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	54.742	12.440	a
heapC	146.73	34.206	a
heapZnPb	94.48	83.583	b

Zawartości przyswajalnego potasu (Ka), w podłożu trzech badanych typów siedlisk jest istotnie statystycznie na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. Brak różnic istotnych statystycznie w zawartości węgla organicznego w podłożu siedlisk zwałów węglowych i terenów nieprzemysłowych (Tab. 2.3).

Tab. 2.4. Porównania zawartości magnezu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 21.009, df = 2, p-value = 0.00002741.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	68.533	25.298	a
heapC	328.933	96.671	a
heapZnPb	198.566	162.982	b

Zawartości magnezu, w podłożu trzech badanych typów siedlisk jest istotnie statystycznie wyższa na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. W tabeli (Tab. 2.4) widać,

że brak jest istotnie statystycznych różnic w zawartości magnezu w podłożu siedlisk zwałów węglowych i terenów nieprzemysłowych.

Tab. 2.5. Porównania zawartości całkowitego azotu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 8.0841, df = 2, p-value = 0.01756.

Siedlisko	średnia	SD
Control	0.1142	0.054 a
heapC	0.1788	0.046 b
heapZnPb	0.2155	0.172 c

Analiza zawartości całkowitego azotu, w podłożu trzech badanych typów siedlisk jest istotnie statystycznie różna na wszystkich analizowanych typach siedlisk (Tab. 2.5).

Tab. 2.6. Porównania zawartości fosforu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 20.394, df = 2, p-value = 0.00003728.

Siedlisko	średnia	SD
Control	27.537	10.349 a
heapC	18.176	22.940 a
heapZnPb	10.5196	9.3145 b

Porównanie zawartości fosforu, w podłożu trzech badanych typów siedlisk wykazała, istotnie statystycznie niższe zawartości fosforu na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. Nie stwierdzono istotnie statystycznych różnic w zawartości fosforu w podłożu siedlisk zwałów węglowych i terenów nieprzemysłowych (Tab. 2.6).

Tab. 2.7. Porównania zawartości ołowiu ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 29.478, df = 2, p-value = 0.0000003972.

Siedlisko	średnia	SD
Control	44.515	81.083 a
heapC	20.850	12.011 b
heapZnPb	10868.491	6839.678 c

Zawartości ołowiu ogólnego, w podłożu trzech badanych typów siedlisk, jest istotnie statystycznie różna na wszystkich typach badanych siedlisk. (Tab. 2.7).

Tab. 2.8. Porównania zawartości przyswajalnego ołowiu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 17.766, df = 2, p-value = 0.0001387.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	0.159	0.097	b
heapC	0.111	0.027	b
heapZnPb	0.756	1.289	a

W podłożu trzech badanych typów siedlisk zawartości przyswajalnego ołowiu, jest istotnie statystycznie wyższa na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. Nie stwierdzono istotnie statystycznych różnic w zawartości przyswajalnego ołowiu na podłożu siedlisk zwałów węglowych i nieprzemysłowych (Tab. 2.8).

Tab. 2.9. Porównania odczynu pH, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 0.078429, df = 2, p-value = 0.9615.

Siedlisko	średnia	SD
Control	6.930	0.275
heapC	6.886	0.213
heapZnPb	6.893	0.273

Odczyn pH jest wyższy na zwałach skały płonnej w porównaniu ze zwałami po hutnictwie cynku i ołowiu oraz terenami nieprzemysłowych (Tab. 2.9).

Tab. 2.10. Porównanie wilgotności gleby (waga), w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 26.42, df = 2, p-value = 0.000001833.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	6.674	0.557	b
heapC	5.096	0.349	a
heapZnPb	5.333	0.198	a

Porównanie wilgotności gleby (waga), w trzech badanych typach siedlisk wykazało istotnie wyższą wilgotność podłoża na terenach nieprzemysłowych w porównaniu z podłożem zwałów skały płonnej i zwałów po hutnictwie cynku i ołowiu (Tab. 2.10).

Tab. 2.11. Porównanie pojemności wodnej, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 26.42, df = 2, p-value = 0.000001833.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	0.519	0.015	a
heapC	0.534	0.021	ab
heapZnPb	0.540	0.009	b

Pojemność wodna podłoża trzech badanych typów jest istotnie statystycznie wyższa, na siedliskach zwałów po hutnictwie cynku i ołowiu a niższa na siedliskach terenów nieprzemysłowych (Tab. 2.11).

Tab. 2.12. Porównanie zawartości cynku ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi squared = 31.04, df = 2, p-value = 0.0000001819.

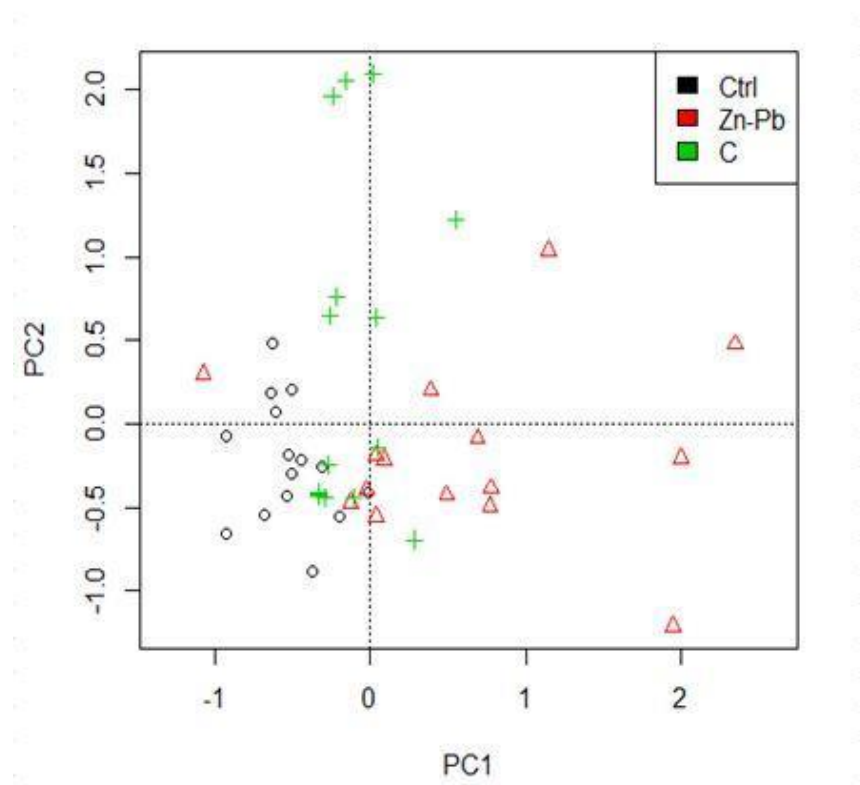
Siedlisko	średnia	SD	
Control	304.754	469.19	a
heapC	98.770	25.613	b
heapZnPb	35625.106	17773.938	c

Zawartości cynku ogólnego jest istotnie statystycznie wyższa w podłożu zwałów po hutnictwie cynku i ołowiu i istotnie statystycznie różna od zawartości cynku ogólnego w podłożu dwóch pozostałych badanych siedlisk (Tab. 2.12).

Tab. 2.13. Porównanie zawartości cynku przyswajalnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 26.673, df = 2, p-value = 0.000001615.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	3.990	3.906	a
heapC	2.462	3.676	b
heapZnPb	25.821	15.893	c

Zawartości cynku przyswajalnego jest istotnie statystycznie wyższa w podłożu zwałów po hutnictwie cynku i ołowiu i istotnie statystycznie różna od zawartości cynku przyswajalnego w podłożu dwóch pozostałych badanych siedlisk (Tab. 2.13).



Ryc. 2.2. Rozmieszczenia analizowanych płatów w przestrzeni ordynacyjnej głównych składowych PCA, grupowanie płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* w trzech typach badanych siedlisk na podstawie danych podłoża.

Analiza ordynacyjna przeprowadzona na danych dotyczących podłoża płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* różni się w trzech typach analizowanych siedlisk (wartości własne osi $PC1=0.54157$, $PC2=0.84066$, $r^2=0.1858$, $p=0.016$ *).

Tab. 2.14. Porównania zawartości kadmu przyswajalnego (Cda), w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 17.202, df = 2, p-value = 0.0001839.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	0.176	0.080	a
heapC	0.064	0.035	a
heapZnPb	0.365	0.366	b

Zawartość przyswajalnego kadmu (Cda) jest istotnie statystycznie wyższa w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* na zwalach po hutnictwie cynku i ołowiu. Brak różnic w zawartość przyswajalnego kadmu w podłożu siedlisk zwalów węglowych i terenów nieprzemysłowych (Tab. 2.14).

Tab. 2.15. Porównania zawartości węgla organicznego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 19.242, df = 2, p-value = 0.00006631.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	3.607	2.155	a
heapC	12.554	8.329	a
heapZnPb	14.807	7.3193	b

Porównanie ilości węgla organicznego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* wykazała, że węgla organicznego jest istotnie statystycznie więcej na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. Nie stwierdzono różnic istotnych statystycznie w zawartości węgla organicznego w podłożu siedlisk zwałów węglowych i terenów nieprzemysłowych (Tab. 2.15)

Tab. 2.16. Porównania zawartości przyswajalnego potasu (Ka), w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 21.771, df = 2, p-value = 0.00001873.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	71.384	33.595	a
heapC	167.826	37.213	a
heapZnPb	149.732	65.731	b

Zawartości przyswajalnego potasu (Ka), w podłożu trzech badanych typów siedlisk jest istotnie statystycznie wyższe w podłożu siedlisk zwałów po hutnictwie cynku i ołowiu. Brak różnic istotnych statystycznie w zawartości przyswajalnego potasu (Ka) w podłożu siedlisk zwałów węglowych i terenów nieprzemysłowych (Tab. 2.16).

Tab. 2.17. Porównania zawartości magnezu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 24.621, df = 2, p-value = 0.000004504.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	135.902	51.866	a
heapC	324.666	44.684	a
heapZnPb	398.300	225.744	b

Zawartość magnezu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* porównana trzech badanych typów siedlisk, jest istotnie statystycznie wyższa na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. W tabeli (Tab. 2.17) widać, że brak jest istotnie statystycznych

różnic w zawartości magnezu w podłożu siedlisk zwałów węglowych i siedlisk nieprzemysłowych.

Tab. 2.18. Porównania zawartości całkowitego azotu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 15.938, df = 2, p-value = 0.0003461.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	0.172	0.097	a
heapC	0.301	0.188	b
heapZnPb	0.450	0.236	c

Analiza zawartości całkowitego azotu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* jest istotnie statystycznie różna na wszystkich analizowanych typach siedlisk (Tab. 2.18).

Tab. 2.19. Porównania zawartości fosforu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 19.161, df = 2, p-value = 0.00006905.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	69.767	56.037	a
heapC	14.904	3.779	a
heapZnPb	64.014	51.221	b

Porównanie zawartości fosforu, w podłożu trzech badanych typów siedlisk wykazała, że istotnie statystycznie różna zawartość fosforu występuje na zwałach po hutnictwie cynku i ołowiu. Nie stwierdzono istotnie statystycznych różnic w zawartości fosforu w podłożu siedlisk zwałów węglowych i siedlisk nieprzemysłowych (Tab. 2.19).

Tab. 2.20. Porównania zawartości ołowiu ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi squared = 22.907, df = 2, p-value = 0.00001061.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	635.234	2240.583	a
heapC	35.920	35.701	b
heapZnPb	1948.1420	2868.814	c

Zawartości ołowiu ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* trzech badanych typów siedlisk, jest istotnie statystycznie różna na wszystkich typach badanych siedlisk (Tab. 2.20).

Tab. 2.21. Porównania zawartości przyswajalnego ołowiu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 3.8876, df = 2, p-value = 0.1432.

Siedlisko	średnia	SD
Control	0.120	0.084
heapC	0.109	0.037
heapZnPb	0.2146	0.221

Zawartości przyswajalnego ołowiu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, nie różni się istotnie statystycznie w trzech typach badanych siedlisk (Tab. 2.21).

Tab. 2.22. Porównania odczynu pH, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 0.078429, df = 2, p-value = 0.9615.

Siedlisko	średnia	SD
Control	6.900	0.882
heapC	6.766	0.850
heapZnPb	6.853	0.581

Odczyn pH nie różni się istotnie statystycznie w trzech typach badanych siedlisk (Tab. 2.22).

Tab. 2.23. Porównanie wilgotności gleby (waga), w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 1.7746, df = 2, p-value = 0.4118.

Siedlisko	średnia	SD
Control	6.953	1.561
heapC	7.846	3.191
heapZnPb	7.686	1.376

Porównanie wilgotności gleby (waga), w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* wykazało, że siedliska ta nie różnią się istotnie statystycznie w trzech typach badanych terenach (Tab. 2.23).

Tab. 2.24. Porównanie pojemności wodnej, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 1.7746, df = 2, p-value = 0.4118.

Siedlisko	średnia	SD
Control	6.674	0.557
heapC	5.096	0.349
heapZnPb	5.333	0.198

Nie stwierdzono istotnie statystycznych różnic w pojemności wodnej w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (Tab. 2.24).

Tab. 2.25. Porównanie zawartości cynku ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 26.339, df = 2, p-value = 0.000001908.

Siedlisko	średnia	SD	
Control	194.904	115.720	a
heapC	107.264	37.560	b
heapZnPb	9195.296	15084.568	c

Zawartości cynku ogólnego w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* jest istotnie statystycznie wyższa w podłożu zwalów po hutnictwie cynku i ołowiu i istotnie statystycznie różna od zawartości cynku ogólnego w podłożu dwóch pozostałych badanych siedlisk (Tab. 2.25).

Tab. 2.26. Porównanie zawartości cynku przyswajalnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 22.276, df = 2, p-value = 0.00001455.

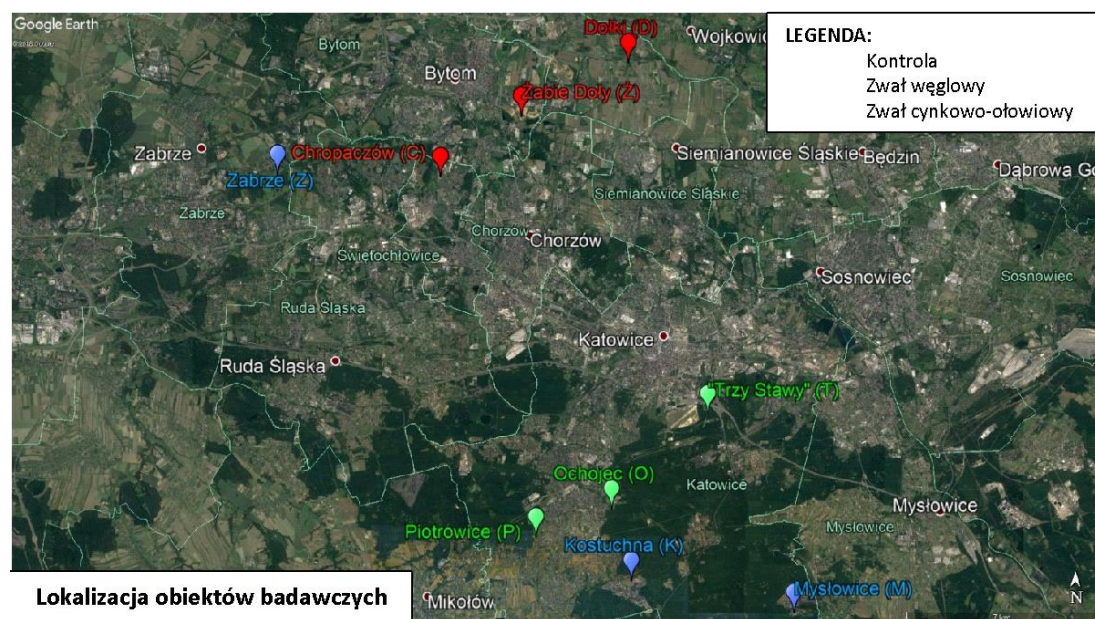
Siedlisko	średnia	SD	
Control	9.496	7.519	a
heapC	1.098	0.953	b
heapZnPb	56.125	59.329	c

Zawartości cynku przyswajalnego jest istotnie statystycznie wyższa w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* na zwalach po hutnictwie cynku i ołowiu i istotnie statystycznie różna od zawartości cynku przyswajalnego w podłożu dwóch pozostałych badanych siedlisk (Tab. 2.26).

2.3. Metody poboru prób w terenie

Jako tereny badań do analiz części biocenotycznej wybrano trzy typy obiektów:

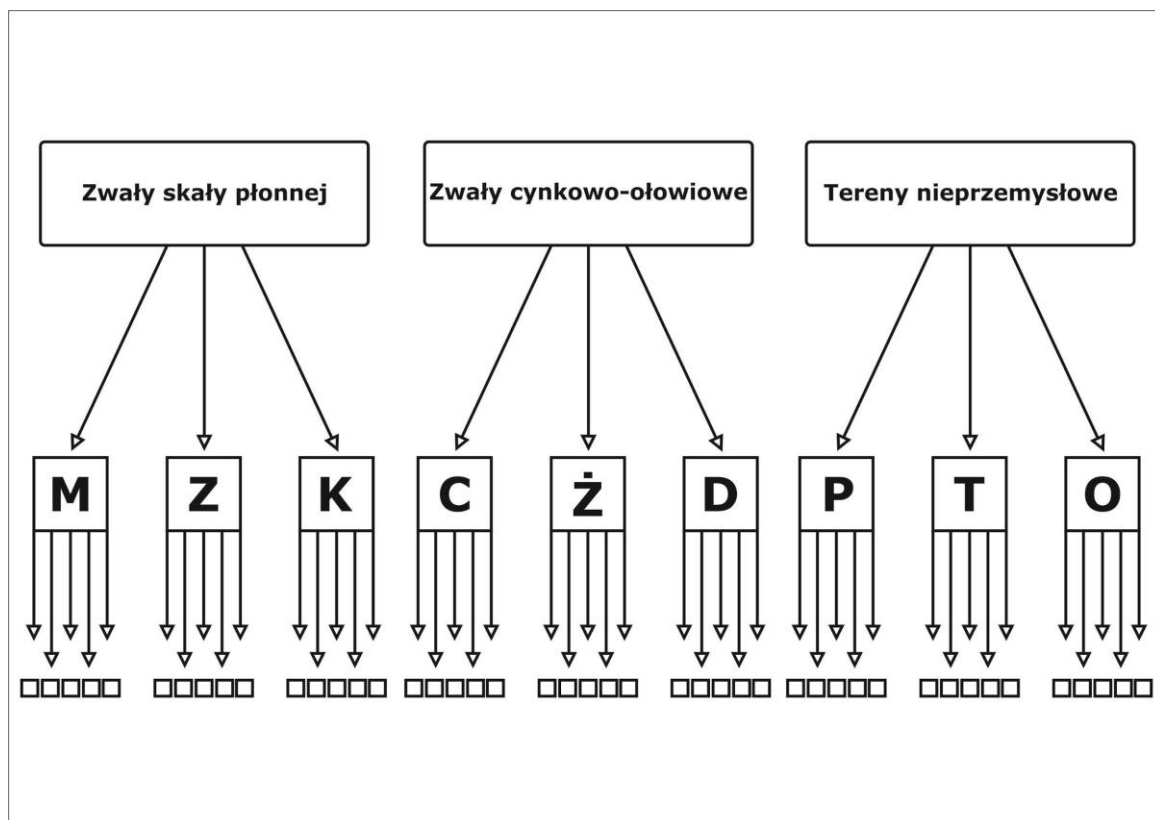
- i.) hałdy (zwały) skały płonnej po górnictwie węgla kamiennego (3 hałdy węglowe),
- ii.) zwały po hutnictwie cynku i ołowiu (3 hałdy cynkowo-ołowiowe);
- iii.) obiekty ruderalne nie związane z działalnością wydobywczą i przemysłową człowieka (bez stwierdzonych przekroczeń zawartości metali ciężkich oraz pozbawionych czynników stresowych takich jak: nadmierne zasolenie, nasłonecznienie, susza, niedobór biogenów), (3 tereny kontrolne) (Mapa 1.)



Mapa 1. Lokalizacja obiektów, na których utworzono powierzchnie badawcze.

Na każdym z dziewięciu obiektów wyznaczono w terenie w losowo wybranych jednorodnych płatach roślinności po 5 poletek dla obu badanych gatunków traw. Poletka badawcze wyznaczono w kształcie kwadratu o boku 2 m w płatach zdominowanych przez dwa gatunki klonalnych traw jakimi są trzcinnik piaskowy (*Calamagrostis epigejos*) i trzcina pospolita (*Phragmites australis*). Poletka badawcze zlokalizowane były na hałdach nie objętych zabiegami rekultywacji, lecz poddanych procesowi naturalnego zarastania (spontanicznej sukcesji), ze spontanicznie rozwiniętą roślinnością zielną na hałdach karbońskich z tego samego przedziału wiekowego (do 30 lat). Dane o wieku zwałów uzyskano z działów administracyjnych każdej z badanych kopalń węgla oraz z opublikowanych informacji (Woźniak 2010). Dla każdego z 90-ciu poletek badawczych zostały spisane koordynaty wyznaczonych za pomocą sprzętu GPS. Za gatunek dominujący uznawano ten, którego pokrycie było wyższe od sumy pokrycia pozostałych gatunków współwystępujących w poletku.

Układ poletek badawczych dla analiz biocenotycznych oraz określenia właściwości abiotycznych (właściwości fizyko-chemiczne podłoża) dla jednego gatunku dominującego przedstawia schemat (Ryc. 2.3.1). W tej części badań dla każdego z 60-ciu poletek zebrano dane o roślinności, odnotowano skład gatunkowy, wykonano spisy florystyczne gatunków roślin naczyniowych i ich obfitości (oszacowane, jako pokrycie poszczególnych gatunków). Obfitość poszczególnych gatunków oceniono na skali 12 punktowej zgodnie z zasadami (<1%, 1-5%, 5-10%, 10-20%, a następnie co 10%; zakres 1-100%) według Field Manual for Describing Terrestrial Ecosystems (1998). Skalę pokrycia przyjęto co 10%. Oceniono również całkowite procentowe pokrycie warstwy zielnej – C, warstwy mszystej – D oraz warstwy – N a także określono procentowe pokrycie powierzchni suchą (martwą) materią organiczną, tzw. wojłokiem. Metoda pokrycia procentowego (z ang. abundance) przez poszczególne gatunki roślin polega na oszacowaniu procentowego pokrycia (projekcji w rzucie pionowym pokrycia podłoża) przez osobniki danego gatunku w wyniku rzutu pionowego powierzchni objętej przez część nadziemną. Suma pokryć wszystkich gatunków może wynosić więcej niż 100%.



Ryc. 2.3.1. Schemat poboru materiału do badań biocenotycznych oraz określenia właściwości abiotycznych (właściwości fizyko-chemiczne podłoża) dla jednego gatunku; objaśnienie skrótów: M – Mysłowice, K – Kostuchna, Z – Zabrze, C – Chropaczów, Ż – Żabie Doły, D – Dołki, P – Piotrowice, T – „Trzy Stawy”, O – Ochojec.

W każdym poletku wykonano **pomiary wysokości** 10-ciu losowo wybranych osobników każdego z badanych gatunków traw, odpowiednio trzcinika piaskowego w płatach zdołowanych przez *Calamagrostis epigejos* oraz trzciny pospolitej w poletkach zdominowanych przez *Phragmites australis*. Jako wysokość osobnika mierzono ich część nadziemną, długość od nasady aż do najwyższej części kwiatostanu. Średnia wartość wysokości osobników dla każdego gatunku dominującego została obliczona z 15 poletek badawczych (po 5 na każdym z 9 obiektów) dla 10 losowo wybranych osobników. W efekcie średnia wysokość jest obliczona ze 150 pomiarów wykonanych dla jednego typu terenu dla jednego gatunku dominującego. W sumie wykonano 900 pomiarów wysokości osobników po 450 dla jednego gatunku na trzech typach obiektów.

Pomiary biomasy gatunku dominującego oraz gatunków współwystępujących wykonano w każdym z 90 poletek. Na poletku badawczym wyznaczony został kwadrat reprezentatywny tzn. zawierający gatunek dominujący i najlepiej reprezentujący cały płat

(pokrycie gatunku dominującego oraz relacje ilościowe między gatunkiem dominującym, a gatunkami współwystępującymi). Poletko do pomiaru biomasy (subplot) miało bok o długości 0,5 m. Z każdej powierzchni zebrane były oddzielnie części nadziemne gatunku dominanta i oddzielnie części nadziemne reszty gatunków roślin. Zebrana biomasa została zapakowana i odpowiednio opisana. Po zebraniu próby były ważone w terenie przy pomocy wagi polowej, dzięki czemu otrzymywano masę świeżej biomasy obu próbek z każdego poletka.

W laboratorium, próby biomasy zostały pozostawione na kilka dni do wyschnięcia na powietrzu. Wysuszone rośliny zostały zważone z dokładnością do 0,01 (Radwag PS 200/2000C/1). Dzięki temu otrzymano wagę suchej biomasy (suszonej na powietrzu) każdej próby. Następnie każdą próbę umieszczono w cieplarni (KBC G-65/250) o temperaturze 105°C na okres 24h. W dalszej kolejności, próbki były ponownie ważone.

W celu określenia właściwości biotycznych występujących na wybranych siedliskach przeprowadzono analizę mezofauny glebowej (próby ilościowe wazonkowców i nicieni) za pomocą aparatu Tullgrena. Jest to metoda ekstrakcji, w której wykorzystuje się zdolność zwierząt do aktywnego poruszania się pod wpływem niekorzystnych zmian warunków otoczenia (Murphy 1962a). Lejek wypełniony wodą łączy się z gumowym wężykiem z zaciskiem. Lejki pierwotnie służyły do wypłaszania nicieni i nazywane były lejkami Baermanna (Baermann 1917). Zostały one udoskonalone na potrzeby wypłaszania wazonkowców przez O'Connor (O'Connor 1962). Mezofaunę glebową (nicienie i wazonkowce) wypłaszano metodą dynamiczną w zmodyfikowanym aparacie Tullgrena. Pobrane próbki podłoża umieszczono w siatce z włókna bawełnianego (gaza jałowa, 17-nitkowa), a następnie w sitku (oczka do 1mm) i w lejku, który był zanurzony w wodzie. Żarówka grzejna o mocy 60 [W] (Górny i Grüm 1981), umocowana na stelażu co godzinę obniżano o 5 cm. Urządzenie wykorzystuje preferencje organizmów glebowych do zasiedlania miejsc o większej wilgotności i zacienieniu (gradient). Organizmy glebowe pod wpływem ciepła przemieszczają się wzdłuż lejka do zlewki z wodą. Uzyskane próby przechowywano w otwartych probówkach z wodą w chłodni. Analizę ilościową prowadzono przy użyciu mikroskopu stereoskopowego Delta Optical SZH-650T. Szalki Petriego zostały specjalnie przygotowane. Od spodniej strony została naniesiona kratka usprawniająca liczenie oraz ograniczającą dopływ ciepła od lampy mikroskopu. Po analizie ilościowej materiał zakonserwowano rozcieńczonym alkoholem etylowym (wymagane jest stężenie powyżej 50%) i umieszczono w chłodni.

2.4. Metody analiz różnorodności gatunkowej i funkcjonalnej

W celu określenia relacji i potencjalnego wpływu parametrów biotycznych na warunki występowania osobników badanych gatunków traw, porównano i przeanalizowano szereg wskaźników różnorodności gatunkowej i funkcjonalnej wyliczonych dla płatów roślinności, w których badane trawy były gatunkami dominującymi w trzech typach analizowanych siedlisk.

2.4.1. Metody analiz różnorodności gatunkowej

W celu określenia różnorodności biologicznej badanych płatów roślinności na wybranych trzech typach siedlisk, na podstawie badań fitysocjologicznych obliczono następujące wskaźniki: różnorodności Shannon'a-Wienera H' , równomierności Evenness oraz wskaźnik dominacji Simpsona.

Do określenia różnorodności gatunkowej badanych płatów roślinności wykorzystano wskaźnik Shannon'a Wienera (H'), uwzględniający równomierność oraz bogactwo gatunkowe. Wskaźnik różnorodności został obliczony zgodnie ze wzorem (Shannon i Wiener 1949):

$$H' = - \sum_i^S p_i \ln p_i$$

gdzie:

S – liczba gatunków

p_i - udział osobników gatunku i w liczbie osobników wszystkich gatunków / udział i -tego gatunku w płacie roślinności

Wskaźnik równomierności Evenness dla płatów roślinności występujących na trzech typach siedlisk obliczono wykorzystując poniższy wzór (Mulder i in. 2004):

$$E = \frac{H'}{H_{max}}$$

gdzie:

H' – wartość wskaźnika różnorodności Shannon'a-Wienera

H_{max} – maksymalna możliwa wartość wskaźnika Shannon'a-Wienera, jeśli każdy gatunek był równie prawdopodobny

$$H_{max} = - \sum_{i=1}^S \frac{1}{S} \ln \frac{1}{S} = \ln S$$

gdzie:

S – liczba gatunków

W celu określenia prawdopodobieństwa, że dwa osobniki wybrane z danej próby losowo będą należeć do tego samego gatunku obliczono wskaźnik Simpsona według poniższego wzoru (Simpson 1949):

$$C = \sum_{i=1}^S p_i^2$$

gdzie:

S – liczba gatunków

p_i - udział osobników gatunku i w liczbie osobników wszystkich gatunków / udział i -tego gatunku w płacie roślinności

2.4.2. Metody analiz różnorodności funkcjonalnej

Analizy różnorodności funkcjonalnej przeprowadzono wykorzystując koncepcję grup funkcjonalnych (PFG – Plant Functional Groups), która ma na celu przedstawienie struktury funkcjonalnej płatów w badanych trzech typach siedlisk oraz zobrazować wzajemne relacje i zależności między występującymi grupami roślin. Dla wszystkich 90-ciu poletek obliczono i przeanalizowano wskaźniki różnorodności funkcjonalnej. Każdemu z odnotowanych gatunków obecnych w badanych płatach roślinności obecnych przypisano cechy. Aby ocenić różnorodność funkcjonalną, wykorzystano sześć cech funkcjonalnych. Trzy z nich

odzwierciedlają wymagania ekologiczne dla gatunku (Ellenberg i Leuschner, 2010): wartości wskaźników ekologicznych wilgotności, światła i płodności (EIV). Kolejne trzy odzwierciedlają strategie życiowe roślin: wysokość rośliny, specyficzny obszar liści (SLA) i masę nasion (schemat LHS, Westoby 1998). Te cechy zostały wyodrębnione z bazy danych LEDA (Kleyer i in., 2008). Dla roślinności każdego poletka badawczego wyliczono średnią ważoną zbiorowiskowo (*community weighted means* - CWM) tych cech i wykorzystując je jako zmienne grupujące, zaklasyfikowano poletka badawcze za pomocą metody k-średnich. Wyliczono również składniki różnorodności funkcjonalnej: funkcjonalne bogactwo, rozbieżność i dyspersja (Laliberté i Legendre 2010, Mason i in. 2005). Bogactwo funkcjonalne opisuje liczbę typów funkcjonalnych roślin w płacie, dyspersję funkcjonalną - zmienność lokalizacji gatunków w obrębie funkcjonalnych cech zbiorowiska i rozbieżność funkcjonalną - zróżnicowanie cech funkcjonalnych w hiperprzestrzeni cech zbiorowiska. Składniki różnorodności funkcjonalnej odzwierciedlają główne procesy kształtujące zbiorowisko roślinne - konkurencję i filtrowanie środowiskowe (Bu i in. 2014, Czortek i in. 2018, Dyderski i in. 2016). CWM i składniki różnorodności funkcjonalnej obliczono za pomocą funkcji $FD :: dbFD()$ (Laliberté i in., 2014).

Do wyliczenia różnorodności funkcjonalnej posłużyły następujące cechy:

- **SLA** (*Specific Leaf Area*) – specyficzna powierzchnia liściowa (Kleyer i in. 2008): stosunek powierzchni liści do suchej masy [mm^2/mg], określa powierzchnię absorbującą promieniowania, czyli zdolność gatunku do wykorzystania energii słonecznej docierającej do gleby, a tym samym do produkcji biomasy;
- **Masa nasion (Seed mass)** – masa nasion [mg] (Kleyer i in. 2008);
- **Czas pierwszego kwitnienia (Age of first flowering)** – moment pierwszego kwitnienia (Kleyer i in. 2008): 1 – w pierwszym roku, 1-5 – pomiędzy 1 a 5 rokiem, 5 – powyżej 5 roku;
- **Wysokość (Height)** – wysokość [m] (Kleyer i in. 2008);
- **STRAT** – typ strategii życiowej (Grime 1977, 2001, Klotz i in. 2002): C – konkurencja, S – tolerancja na stres, R – tolerancja na zaburzenia, CR, CS, SR, CSR – strategie pośrednie;
- **FŻ** – formy życiowe według koncepcji Raunkiaera (Zarzycki i in. 2002, Rutkowski 2006, Celka 2011): C – chamefity zielne (pączki <25 cm nad ziemią), Ch – chamefity zdrewniałe (pączki >25 cm nad ziemią), G – geofity (pączki w glebie), H – hemikryptofity (pączki na poziomie gleby), Hy – hydrofity i helofity (pączki w wodzie), M – megafanerofity (drzewa osiągające wysokość >5 m), N – nanofanerofity (krzewy i niskie drzewa o wysokości 0,5-5 m), T – terofity (gatunki jednoroczne);

- **SZ** – sposób zapylenia (Klotz i in. 2002, Roo-Zielińska 2014): i – entomogamia (owadopylność), s – autogamia (samopylność), k – klejstogamia (samozapylenie w kwiecie zamkniętym w czasie kwitnienia), a – autogamia (rozwój sporofitu z wegetatywnej komórki gametofitu), w – anemogamia (wiatropylność), h – hydrogamia (wodopylność, woda jako środek transportu przenoszący pyłek);
- **Czas kwitnienia** (Klotz i in. 2002);
- **Typ rozety liściowej** (łac. rosula, ang. rosette) – r - po wykiełkowaniu roślina rozwija tylko długie międzywęzła; wszystkie liście są rozmieszczone na łodydze mniej lub bardziej równomiernie od siebie; h - rozwój krótkich międzywęzła powoduje czasowe i przestrzenne zmiany występowania liści ogonkowych, które są rozproszone lub ułożone na pędzie; g - liściaste pędy składające się wyłącznie z krótkich międzywęzła tworząc rozetę; tylko łodygi kwiatowe lub z szypulek składają się z długich międzywęzła bez liści lub tylko z liści przykwiatowych (Tołpa i Radomski 1971);
- **Długość życia** (cykl życiowy) – p – wieloletnie-polikarpiczne (roślina ma więcej niż jedną fazę generatywną w swoim zakresie życia); a – jednoroczne (cykl życiowy rośliny trwa maksymalnie 12 miesięcy); b – dwuletnie (roślina rośnie na ok. jeden rok wegetatywnie przed osiągnięciem fazy generatywnej po czym kończy się jej cykl życiowy);
- **Liczba nasion** (Seed number) – liczba nasion przypadająca na pęd, źdźbło lub pojedynczą roślinę (Kleyer i in. 2008);
- **STRAT** – typ strategii życiowej (Grime 1977, 2001, Klotz i in. 2002): C – konkurencja, S – tolerancja na stres, R – tolerancja na zaburzenia, CR, CS, SR, CSR – strategie pośrednie;
- **Zdolność do rozmnażania wegetatywnego SR** – sposób rozmnażania (Klotz i in. 2002): s – wyłącznie generatywnie, ssv – najczęściej generatywnie, rzadko wegetatywnie, sv – generatywnie i wegetatywnie, vvs – najczęściej wegetatywnie, rzadziej generatywnie, v – wyłącznie wegetatywnie;

- LDMC - Leaf dry matter content – sucha masa liści;

- Leaf mass – masa liści

- Leaf size – rozmiar liści

- Branching-no – liczba rozgałęzień

- Branching-yes – obecność rozgałęzień

- Soil Humidity Var. of Damping – wilgotność podłoża

- Canopy height – wysokość rośliny
- Seed length – długość nasion
- Seed width - szerokość nasion
- Seed height – waga nasion
- LDMC - Leaf dry matter content – sucha masa liści;
- Leaf mass – masa liści
- Terminal velocity of seeds – bezwładność opadania nasion
- Acidity/Salt Regime – odporność na kwasowości/lub zasolenie podłoża
- Carbonate Content – zawartość węgla
- Nitrogen Content zawartość azotu
- Thermal Climate – optymalne warunki temperatury
- Soil Aeration - napowietrzenie gleby
- Humidity Content - wilgotność podłoża
- Climate - warunki klimatyczne
- Light – wymagania wobec warunków świetlnych

2.5. Metody analiz laboratoryjnych podłoża

Z każdego poletka badawczego, ze strefy korzeniowej (0-20cm) spod gatunku dominującego pobrano próby glebowe o objętości 0.5 kg do dalszych analiz fizyczno-chemicznych. Po przywiezieniu do pracowni glebowej na Wydziale Biologii i Ochrony Środowiska były one suszone a następnie oczyszczone z suchych liści, gałęzi, mszaków oraz odpadów stałych w tym m.in. odłamków szkła a następnie zważone i przesiane przez sita o wielkości oczek 10 mm, 2 mm oraz 1 mm. Przygotowane próby podłoża posłużyły do wykonania następujących analiz:

- analiza składu granulometrycznego - metoda Cassagrande'a w modyfikacji Prószyńskiego. Próbkę zważono, przesiano przez sita o wielkości oczek 10 mm, 2 mm i 1 mm oddzielając części szkieletowe od części bezszkieletowych. Otrzymane frakcje podłoża ponownie zważono.

- pomiar kwasowości aktualnej (pH w H₂O) i potencjalnej podłoża (pH w KCl) wykonano metodą potencjometryczną (Bednarek i in. 2004). Próbkę podłoża przesiane przez sito o średnicy oczek 2 mm, zalano wodą destylowaną (pH w H₂O) oraz 1 M KCl (pH w KCl)

w stosunku wagowym materiału badanego do roztworu 1:2,5. Tak przygotowane próby inkubowane były przez 24 godziny w temperaturze pokojowej. Odczyn pH zmierzono za pomocą pH-metru z elektrodą zespoloną (Hanna Instruments HI 221, USA). Sprzęt pomiarowy został skalibrowany przy zastosowaniu buforów kalibracyjnych o pH 4,01 i 7,01 z uwzględnieniem temperatury otoczenia.

- przewodności elektrolitycznej (EC) wyrażonej w mS/cm, za pomocą konduktometru Combo HI 9813. Przed wykonaniem pomiaru konduktometr został skalibrowany przy zastosowaniu buforu kalibracyjnego o przewodnictwie 5000 μ S/cm.

- oznaczenie zawartości ogólnej wybranych metali – metoda spektrofotometryczna z wykorzystaniem Atomowej Spektrometrii Absorpcyjnej (ASA lub AAS – Atomic Absorption Spectrometry). Całkowita zawartość pierwiastków została oznaczona według metodyki Sastre i in. (2002). W celu określenia całkowitej zawartości Pb, Cu, Cd, Zn, mineralizację podłoża przeprowadzono przy użyciu pieca mikrofalowego (MILESTONE Ethos One, Włochy). Utarte w moździerzu agatowym i przesiane przez sito o średnicy oczek 0,25 mm próby podłoża, odważono po 0,25 g i umieszczono w tzw. „bombach teflonowych”. Następnie dodano 8 ml 65% HNO_3 i 2 ml 30% H_2O_2 . Próby po zmineralizowaniu przesączono przez twardy sączone bibułowy do kolbek miarowych o pojemności 50 ml i uzupełniono do kreski wodą dejonizowaną. Mineralizację dla każdej próby podłoża powtórzono dwukrotnie. Badane pierwiastki oznaczono metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (ASA) z atomizacją w płomieniu acetylen-powietrze z wykorzystaniem spektrofotometru Thermo Scientific ICE 3000 Series z korekcją tła za pomocą lampy deuterowej. W celu sprawdzenia poprawności wykonanych oznaczeń przeprowadzono analizy certyfikowanego materiału odniesienia NCS DC 77302 w postaci gleby, zatwierdzonego przez China National Analysis Center for Iron and Steel.

- oznaczenie zawartości wybranych pierwiastków biodostępnych – metoda spektrofotometryczna z wykorzystaniem Atomowej Spektrometrii Absorpcyjnej (ASA lub AAS – Atomic Absorption Spectrometry). Formy biodostępne wybranych pierwiastków (Pb, Zn, Cu, Cd, K) ekstrahowano z powietrznie suchego podłoża przesianego przez sito o średnicy oczek 2 mm przy użyciu 0,01 M roztworu chlorku wapnia w stosunku wagowym 1:10. Ekstrakcję przeprowadzono za pomocą wytrząsarki przy prędkości 180 rpm przez 2 h. Uzyskane roztwory przesączono przez twardy sączone bibułowy (Wójcik i in. 2014). Analizę

powtórzono dwukrotnie dla każdej próby. Zawartość biodostępnych pierwiastków, w tym metali ciężkich, przeprowadzono metodą absorpcyjnej spektrometrii atomowej (ASA) z atomizacją w płomieniu za pomocą spektrometru Thermo Scientific ICE 3000 Series z korekcją tła za pomocą lampy deuterowej.

- oznaczenie przyswajalnego Mg w podłożu. Przyswajalny Mg oznaczono w fotometrze płomieniowym w płomieniu propan-butan.

- oznaczanie zawartości węgla organicznego za pomocą strat prażenia (L_i) w piecu komorowym FCF 22P. Metoda strat prażenia (Karczewska i Kabała 2008) posłużyła do określenia ilości węgla organicznego w podłożu. W próbach przesianych przez sito o średnicy oczek 2 mm oznaczono absolutnie suchą masę. W tym celu poddano próby procesowi suszenia w temperaturze 105°C przez 5 godzin a następnie próby prażono przez 5 godzin w piecu muflowym w temperaturze 500°C. Ilość węgla organicznego (L_i) obliczono zgodnie z poniższym wzorem:

$$L_i = \frac{(M_k - M_t) - (M_s - M_t)}{M_k - M_t} * 100 [\%]$$

gdzie:

M_k – masa tygla z próbką po suszeniu w 105°C

M_t – masa pustego tygla po prażeniu w 500°C

M_s – masa tygla z próbką po prażeniu w 500°C

- oznaczenie procentowej zawartości wody higroskopijnej (wilgotności). Zawartość procentową wody higroskopijnej oznaczono metodą suszarkowo-wagową (Karczewska i Kabała 2008) poprzez ustalenie ubytku masy próbki podłoża po odparowaniu wody w temperaturze 105°C przez 5 godzin. Procentową zawartość wody higroskopijnej (wilgotność) w podłożu obliczono według wzoru:

$$W = \frac{(M_p - M_o) - (M_k - M_o)}{M_p - M_o} * 100 [\%]$$

gdzie:

M_o – masa pustego tygla

M_p – masa tygla z próbką przed suszeniem

M_k – masa tygla z próbką po suszeniu w 105°C

- wyznaczenie pojemności wodnej (WHC). Pojemność wodną (WHC%) oznaczono z wykorzystaniem rurek z PCV, których jeden koniec był pokryty półprzepuszczalną siatką. Do rurek wsypano wcześniej przesiane przez sito o średnicy oczek 2 mm oraz wysuszone w temperaturze 105°C próby podłoża. Umieszczono je w zlewkach z wodą destylowaną na czas całkowitego nasączenia (wysycenia) wodą prób podłoża. Zważono pustą rurkę, rurkę wypełnioną próbą podłoża oraz rurkę z próbą podłoża wysyconą wodą. Do obliczenia procentowej pojemności wodnej posłużył wzór:

$$WHC = \frac{(W_m - W_s) * 100\%}{W_m - W_r}$$

gdzie:

W_m – masa rurki z próbą całkowicie nasyconą wodą

W_s – masa rurki z próbą wysuszonego podłoża

W_r – masa pustej rurki

- oznaczanie azotu ogólnego - metoda Kiejdała. Zawartość azotu całkowitego w badanych próbach podłoża oznaczono za pomocą zmodyfikowanej metody Kjeldahla (Bednarek i in. 2004). Metoda ta opiera się na przeprowadzeniu azotu organicznego i nieorganicznego do postaci amonowej. Kolejny etap polega na oznaczeniu azotu amonowego metodą destylacji. Próby powietrznie suchego podłoża przygotowano do analiz ucierając je w moździerzu agatowym i przesiewając przez sito o średnicy oczek 0,25 mm.

Badane próby podłoża o wadze 2 g zmineralizowano za pomocą 20 ml H_2SO_4 z dodatkiem $CuSO_4 \times 5H_2O$, selenu oraz K_2SO_4 w roli katalizatorów. Próby poddano mineralizacji w zamkniętym mineralizatorze w temp. 350°C do momentu odbarwienia roztworu. Mineralizacji poddano również próby ślepe bez podłoża.

Próby po zmineralizowaniu poddano destylacji parą wodną. Podczas destylacji otrzymany w etapie mineralizacji $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ulega rozkładowi z jednoczesnym wydzieleniem amoniaku jako skutek działania 38% roztworu NaOH. Roztwór doprowadzany jest do wrzenia, a skondensowany NH_3 przedostaje się do kolby wypełnionej 25 ml 4% roztworu H_3BO_3 .

Zawartość NH_3 związanego przez H_3BO_3 oznacza się poprzez miareczkowanie z dodatkiem wskaźnika Tashiro 0,2 M roztworem HCl, do uzyskania zmiany zabarwienia z zielonego na fioletowo-czerwony. Ilość azotu obliczono ze wzoru:

$$N [\%] = \frac{(a-b) \times 0,2 \times 0,014}{c}$$

gdzie:

a – liczba [cm^3] HCl wykorzystana do miareczkowania próby badanej

b – liczba [cm^3] HCl wykorzystana do miareczkowania próby zerowej

0,2 – stężenie molowe HCl w [M]

0,014 – mmol azotu

c – naważka podłoża [g]

- oznaczenie zawartości fosforu ogólnego. Oznaczenie przyswajalnego fosforu metodą Egnera-Riehma polega na ekstrakcji fosforu z podłoża roztworem mleczanu wapnia, buforowanym do pH o wartości 3,5. Fosfor oznacza się metodą kolorymetryczną, po jego przeprowadzeniu w niebiesko zabarwiony błękit fosfomolibdenowy, będący efektem reakcji fosforu z molibdenianem amonu i fotoreksem oraz SnCl_2 jako czynnikiem redukującym. Analiza została przeprowadzona zgodnie z polską normą PN-R-04023:1996.

Ekstrakcję rozpuszczalnych form fosforu przeprowadzono po uprzednim odważeniu do kolb Erlenmeyera 2 g powietrznie suchego podłoża przesianego przez sito o średnicy oczek 2 mm. Kolby zalano 100 ml 0,04 M roztworu $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{CaO}_6$ o pH 3,5. Przygotowano również próbę ślepą bez podłoża. Próby poddano wytrząsaniu przez 1,5 h przy prędkości 180 rpm. Klarowny roztwór uzyskano po przesączeniu prób przez sącze bezfosforanowy.

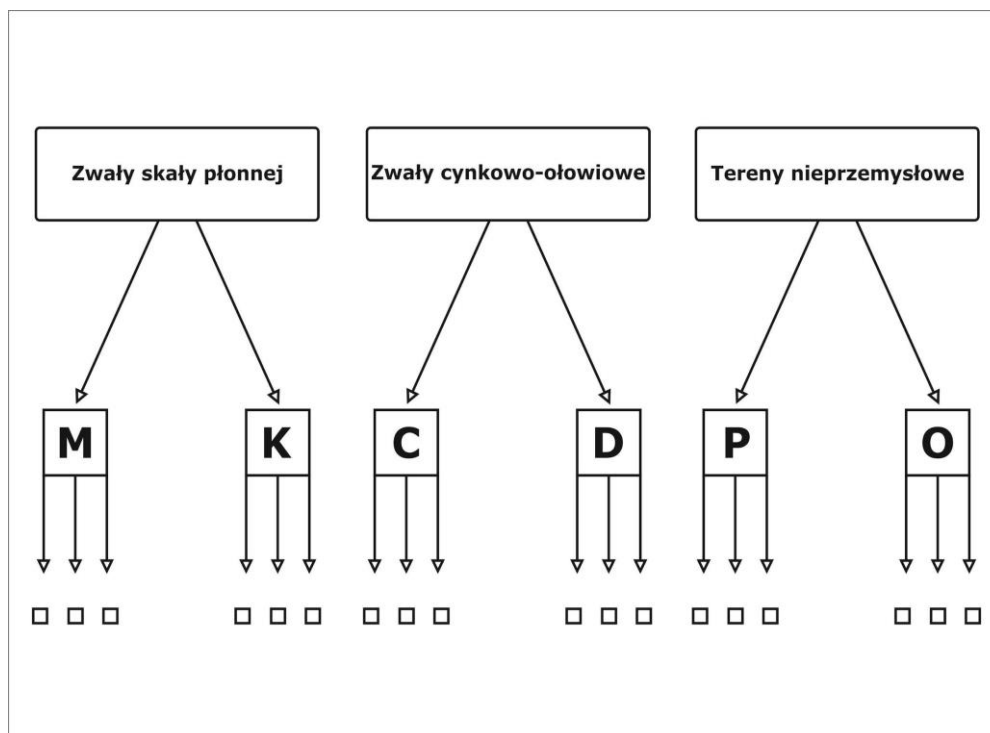
W celu oznaczenia zawartości fosforu w badanych próbach do 25 ml przesączu dodano 2 ml mieszaniny $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \times 4\text{H}_2\text{O}$ z fotoreksem (roztwór $\text{C}_{14}\text{H}_{20}\text{N}_2\text{O}_6\text{S}$, Na_2SO_3 i $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) i wymieszano. Do roztworu dodano 1 ml roztworu SnCl_2 w 10 M HCl i ponownie wymieszano. Próby inkubowano w ciemności przez 30 minut w celu pojawienia się niebiesko zabarwionego błękitu fosforomolibdenowego. Intensywność zabarwienia oznaczono przy użyciu spektrofotometru DR 5000 (Hach Lange, USA) przy długości fali $\lambda=700$ nm.

Do kolb o pojemności 250 ml odmierzone: 0;0,5;1,0;4,0;7,5 i 12,5 ml roztworu wzorcowego (1 ml roztworu zawierał 0,1 mg P_2O_5). Kolby uzupełniono do 250 ml roztworem ekstrakcyjnym (0,04 M roztwór mleczanu wapnia) i po wymieszaniu ich zawartości pobrano po 25 ml roztworu. Dalsze postępowanie było takie samo jak w przypadku badanych ekstraktów. Wzorcowe roztwory zawierały odpowiednio: 0,0;1,0;2,0;8,0;15,0 i 25 mg P_2O_5 w przeliczeniu na 100 g podłoża.

Zgodnie z uzyskanymi wynikami pomiarów absorbancji roztworów wzorcowych wykreślono krzywą wzorcową. Zawartość fosforu (mg P_2O_5 w 100 g podłoża) odczytano z krzywej wzorcowej, uwzględniając wartość próby ślepej.

2.6. Metody analiz fizjologicznych roślin

Spośród 90-ciu poletek wylosowanych do poboru prób do analiz biocenotyczno-populacyjnych dołosoowano 18 poletek, po 6 dla każdego gatunku badanej trawy, na których pobierane były próby do analiz fizjologicznych (Ryc. 2).



Ryc. 2.6.1. Schemat poletek badawczych, z których pobierano materiał do analiz fizjologicznych dla jednego gatunku; objaśnienie skrótów: M – Mysłowice, K – Kostuchna, Z – Zabrze, C – Chropaczów, Ż – Żabie Doły, D – Dołki, P – Piotrowice, T – „Trzy Stawy”, O – Ochojec.

Przeprowadzone pomiary i analizy z zakresu fizjologii badanych gatunków traw obejmowały pomiary takich parametrów jak:

- wydajność aparatu fotosyntetycznego określoną na podstawie fluorescencji chlorofilu *a* mierzoną za pomocą fluorymetru (Pocket PEA, Hansatech Instruments Ltd., UK),
- zawartość chlorofilu zmierzona za pomocą chlorofilomierza,
- zawartość dialdehydu malonowego (MDA) oraz nadtlenu wodoru (H_2O_2) w liściach oznaczone metodami spektrofotometrycznymi.

Na wyznaczonych poletkach badawczych przeprowadzono pomiar fluorescencji chlorofilu za pomocą fluorymetru. Do analizy wybrano 3 reprezentatywne rośliny z każdego poletka badawczego. Fluorescencję chlorofilu mierzono zarówno na drugim jak i trzecim liściu licząc od kwiatostanu. Fragmenty liści poddawane pomiarom były inkubowane w ciemności przy użyciu dedykowanych fluorymetrowi klipsów przez okres 30 minut. Po tym czasie badane fragmenty liści były poddawane działaniu wysycającego pulsu czerwonego światła ($3500 \mu\text{mol} \times \text{cm}^{-2} \times \text{s}^{-1}$) i była mierzona fluorescencja chlorofilu *a*. Czas pojedynczego pomiaru wynosił 1 sekundę. Na tych samych liściach przeprowadzono pomiary zawartości chlorofilu przy użyciu chlorofilomierza (CL-01, Hansatech Instruments Ltd., UK).

Pomiary wykonywano raz w miesiącu (średnio co 4 tygodnie) od maja do września. W czasie pomiarów prowadzono dziennik pogodowy z uwzględnieniem temperatury powietrza, wilgotności powietrza, wielkości opadów i nasłonecznienia.

W celu oznaczenia zawartości markerów stresu oksydacyjnego w roślinach trzykrotnie w ciągu sezonu wegetacyjnego zebrano w terenie liście z trzech osobników na każdym terenie badawczym. W celu oznaczenia zawartości dialdehydu malonowego (MDA) odważano $0,20 \pm 0,01$ g tkanki roślinnej a następnie rozcierano ją w moździerzu z 2,0 ml 0,25% roztworu kwasu tiobarbiturowego (TBA) w 10% kwasie tri-chlorooctowym (TCA). Uzyskaną zawartość przelewano do 15 ml falcona. Moździerz płukano 2 ml TBA w TCA i również przelewano do falcona. Próbkę umieszczono w łaźni wodnej na 30 minut (100°C). Następnie zostały one zanurzone w zimnej wodzie z lodem. Zawartość falconów (po 2 ml) przelewano do probówek typu 'eppendorf' i wirowano w $10000 \times \text{g}$ przez 10 minut. Pomiar ekstynkcji wykonywano przy długościach fali $\lambda=532$ i $\lambda=600$ nm. Otrzymane wyniki absorbancji wykorzystano do obliczenia właściwego zawartości MDA na podstawie molowego współczynnika absorpcji. Wyniki są średnią z 6 pomiarów \pm SE.

Zawartość nadtlenku wodoru (H_2O_2) oznaczano odważając $0,20 \pm 0,01$ g tkanki roślinnej, którą rozcierano w moździerzu z 1,0 ml 0,1% roztworu TCA. Zawartość wraz z roztworem uzyskanym z przepłukania moździerza 0,5 ml 0,1% TCA przelewano do 2 ml probówki typu 'eppendorf'. Próbkę poddano wirowaniu w $12000 \times \text{g}$ przez 15 minut. Otrzymany supernatant (0,5 ml) połączono z 0,5 ml buforu fosforanowego i 1 ml 1M jodku potasu (KI) i umieszczono w ciemności na okres 1 godziny. Ekstynkcję zmierzono dla długości fali $\lambda=390$. Otrzymane wyniki wykorzystano do obliczenia zawartości H_2O_2 na podstawie krzywej wzorcowej. Wyniki są średnią z 6 pomiarów \pm SE.

2.7. Metody statystyczne

Wszystkie testy statystyczne i graficzną wizualizację przeprowadzono w programie R (wersja 3.4.2; R Core Team 2017) oraz korzystając z następujących pakietów działających w środowisku R: stats, agricolae, ade4, ggplot2, corrplot, vegan, lme4, LmTest, lmPerm i Rcmdr. Różnice między grupami w zmiennych ciągłych przeprowadzono za pomocą nieparametrycznych testów ponieważ dane nie spełniały założeń co do normalności rozkładu li/lub jednorodności wariancji. Dla sprawdzenia wyżej wymienionych założeń użyto odpowiednio: testu Shapiro-Wilka oraz testu Levene'a. Dla porównania dwóch grup zastosowano test Wilcoxona sumy rang (U Manna-Whitneya) a dla więcej grup niż dwie - test

Kruskala-Wallisa, a porównania międzygrupowe dokonano przy użyciu testu Conovera (Conover 1999). W przypadku gdy dane były od siebie zależne np. w czasie korzystano z testu Friedmana (funkcja: `agricolae::kruskal()` i `friedman()`).

Aby sprawdzić wpływ czasu, typu siedliska oraz gatunku na zawartość chlorofilu wykonano trzyczynnikową permutacyjną analizę wariancji (funkcja `lmPerm::aovp()`). Analiza ta nie wymaga spełniania założeń dla klasycznej analizy wariancji ANOVA (Wheler i Torchiano 2016). Porównania grup pokazywano za pomocą wykresów pudełka-wąsy (whisker-boxplot), które ukazują medianę, 1,5 zakresu międzykwartylowego i wartości odstające. Wykresy pudełkowe były tworzone w prostej postaci lub w ich modyfikacjach ukazujących gęstość rozkładu (notch plot, wykresy skrzypcowe violin plot) (Wilkinson 2006, Wickham 2010).

Korelacje między wybranymi zmiennymi przeanalizowano za pomocą testu korelacji sumy rang Spearmana, a ich wizualizację pokazano przy użyciu wykresów macierzy korelacji (`corrplot::corrplot()`). Wykresy te pozwalają na przedstawienie wielu korelacji i interkorelacji, jednak należy interpretować je z ostrożnością, ponieważ nie dają one możliwości kontrolowania błędu pierwszego rodzaju związanego z dużą liczbą testów. W przeciwnym razie należałoby stosować odpowiednią poprawkę np. Bonferroniego (Murdoch i Chow 1996, Friendly 2002).

W celu przeanalizowania danych biocenotycznych, cech siedliskowych i ich relacji z gatunkami dominującymi: trzcinnikiem piaskowym *Calamagrostis epigejos* i trzciną *Phragmites australis* wykonano szereg analiz ordynacyjnych. Płaty z trzcinnikiem i trzciną przeanalizowano pod kątem podobieństwa między typami siedlisk biorąc pod uwagę takie w cechach podłoża tj. zawartości metali ciężkich, nutrientów i pH porównano najpierw stosując analizę składowych głównych (*principal components analysis* PCA), a następnie dodając pasywnie zmienną jakościową grupującą (typ siedliska) w przestrzeń ordynacyjną. Za pomocą testu permutacyjnego (999 permutacji) i procedury dopasowania wektorowego (vector fitting) oceniono istotność różnic w analizowanych cechach (funkcja `vegan::envfit()`).

Podobieństwo płatów w składzie gatunkowym roślin towarzyszących między płatami opanowanymi przez trzcinnika i trzcinę porównano za pomocą analizy centroidów (`vegan::envfit()`). W tym celu uprzednio wykonano nietendencyjną analizę zgodności (DCA, *detrended correspondence analysis*) i na przestrzeń DCA nałożono zmienną określającą przynależność do płatów do danego gatunku dominującego. W oparciu o dane dotyczące gatunków towarzyszących z wyłączeniem pokrycia gatunków dominujących porównano badane płaty za pomocą analizy centroidów w przestrzeni PCA, ponieważ gradient

dla pierwszej osi w DCA wynosił 1. Według ter Braak'a i Šmilauer'a (2002) dla gradientu $<2,0$ należy wówczas stosować analizę PCA.

Kanoniczna analiza korespondencji (CCA, *canonical correspondence analysis*) posłużyła do przeanalizowania wpływu wybranych cech siedliska na skład gatunkowy roślin towarzyszących osobno dla płatów z trzcinnikiem i trzciną (`vegan::cca()`). Istotność wpływu przebadano przy pomocy 999 permutacji dla efektu warunkowego (*conditional effect* - działanie łączne wszystkich zmiennych) i brzeżnego (*marginal effect* - rozpatrywane z osobna). Zmienne siedliskowe, które były skorelowane zostały wyłączone po uprzedniej ocenie przy użyciu wyliczonego wskaźnika inflacji (*variance inflation factor*, `vegan::vif.cca()`). Na podstawie wspomnianych wyżej cech funkcjonalnych roślin wyliczono następujące wskaźniki różnorodności funkcjonalnej: są to funkcjonalne bogactwo *functional richness* (FRic), funkcjonalna jednorodność *functional evenness* (FEve), funkcjonalna rozbieżność *functional divergence* (FDiv) oraz funkcjonalna dyspersja *functional dispersion* (FDis) (Villéger i in. 2008; Laliberté, Legendre 2010) za pomocą funkcji (`FD::dbFD()`).

Analizę związku cech z cechami siedliskowymi i składem gatunkowym przeprowadzono za pomocą analizy RLQ. RLQ. Analiza ta umożliwia zbadanie zależności między dwiema macierzami (tabelami), R (dane środowiskowe) i Q (cechy gatunkowe) oraz danymi gatunkowymi L (pokrycia gatunków). Wiersze macierzy L odpowiadają wierszom tabeli R (poletka), a kolumny L (gatunki) odpowiadają wierszom Q. Łączy ona trzy oddzielne ordynacje w celu maksymalizacji kowariancji między czynnikami środowiskowymi i cechami gatunkowymi przy użyciu analizy koinercji *co-inertia* (Dolédec i in. 1996). Opcję domyślną, tj. zestandaryzowaną analizę składowych zasad (PCA) obliczono na macierzy zmiennych środowiskowych według poletek (tabela R), a także dla macierzy cechy według gatunku (tabela Q). Do analizy RLQ wykonano 999 permutacji testu Monte Carlo w celu zbadania istotności modelu.

Analiza fourth-corner, modyfikacji Dray'a i in. (2014) została przeprowadzona w celu oceny zależności pomiędzy każdą zmienną środowiskową i dwiema pierwszymi osiami RLQ oraz między cechami i osiami RLQ. To narzędzie statystyczne pozwoliło wykorzystać zarówno zmienne ilościowe, jak i jakościowe. Na koniec przeanalizowano dwuwymiarowe powiązania między zmiennymi dwóch macierzy, R i Q. Istotność została przetestowana przy użyciu procedury permutacji.

3. Wyniki

3.1. Porównanie składu gatunkowego i funkcjonalnego płatów zdominowanych przez badane gatunki na trzech typach podłoża

Na kondycję,¹ „fitness” *sensu* Chesson (2000), osobników roślin występujących w danym typie siedliska (podłoża i warunków biotycznych) ma wpływ szereg czynników. Do najważniejszych zaliczyć można: parametry podłoża, skład gatunkowy, obfitość gatunków współwystępujących, skład i strukturę funkcjonalną fitocenozy oraz parametry różnorodności gatunkowej, takie jak liczba gatunków, wskaźniki różnorodności gatunkowej oraz wskaźniki różnorodności funkcjonalnej.

3.1.1. Porównanie składu gatunkowego i różnorodności gatunkowej płatów zdominowanych przez badane gatunki na trzech typach podłoża

Płaty roślinności zdominowanej przez badane gatunki na trzech wybranych typach siedlisk nie różnią się, istotnie statystycznie, pod względem liczby gatunków oraz wartości wskaźników różnorodności. W płatach roślinności, zdominowanych przez *Calamagrostis. epigejos*, największą liczbę gatunków współwystępujących stwierdzono w płatach na zwałach skały płonnej – średnio 9, przy najniższej 4. Na zwałach cynku i ołowiu stwierdzono średnio 7 gatunków, podobnie jak w płatach roślinności porastającej siedlisko nieprzemysłowe (Tab. 3.1.1).

Tab. 3.1.1. Zestawienie liczby gatunków występujących w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	9	14	4
Zwały cynkowo-ołowiowe	7	13	4
Tereny nieprzemysłowe	7	12	4

¹ Kondycja fitness rozumiane jako średnie różnice w kondycji, w tym kontekście ekologicznym to te różnice gatunkowe, które faworyzują jednego konkurenta nad drugim bez względu na ich względną obfitość (Chesson 2000)

Porównując wartości wskaźnika Shannon'a Wienera (H') (Tab. 3.1.2) w płatach zdominowanych przez *C. epigejos* porastających badane typy siedlisk stwierdzono, że najwyższa wartość tego wskaźnika odnotowana została w płatach porastających zwały cynkowo-ołowiowe. W płatach na zwałach skały płonnej wartość wskaźnika Shannon'a Wienera (H') wynosiła 1,35 (najwyższa – 1,75; najniższa – 0,99). Natomiast w płatach zdominowanych przez *C. epigejos* porastających tereny nieprzemysłowe wartość wskaźnika była najniższa i wynosiła odpowiednio 1,22 (Tab. 3.1.2).

Tab. 3.1.2. Zestawienie wartości wskaźnika Shannon'a Wienera (H') w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	1,35	1,75	0,99
Zwały cynkowo-ołowiowe	1,41	1,67	1,08
Tereny nie przemysłowe	1,22	1,64	0,92

Wartości wskaźnika równomierności Evenness (Tab. 3.1.3.) w płatach zdominowanych przez *C. epigejos* porastających badane typy siedlisk również nie różniły się istotnie statystycznie. Najwyższe wartości tego wskaźnika stwierdzono w płatach porastających zwały cynkowo-ołowiowe i wartość ta wynosiła 0,68. Na zwałach skały płonnej roślinność badanych płatów cechowała się wskaźnikiem równomierności Evenness wynoszącym 0,61. Najniższą wartość – 0,58, stwierdzono dla płatów roślinności pochodzących z terenów nieprzemysłowych (Tab. 3.1.3).

Tab. 3.1.3. Zestawienie wartości wskaźnika równomierności Evenness w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	0,61	0,71	0,50
Zwały cynkowo-ołowiowe	0,68	0,78	0,62
Tereny nie przemysłowe	0,58	0,70	0,43

Wartości wskaźnika dominacji (Tab. 3.1.4) w płatach zdominowanych przez *C. epigejos* porastających trzy typy siedlisk wykazały nieistotne statystycznie różnice. W płatach roślinności porastającej zwały cynkowo-ołowiowe wartość wskaźnika była najwyższa i wynosiła 0,68. Roślinność pochodząca ze zwałów skały płonnej charakteryzowała się niższą

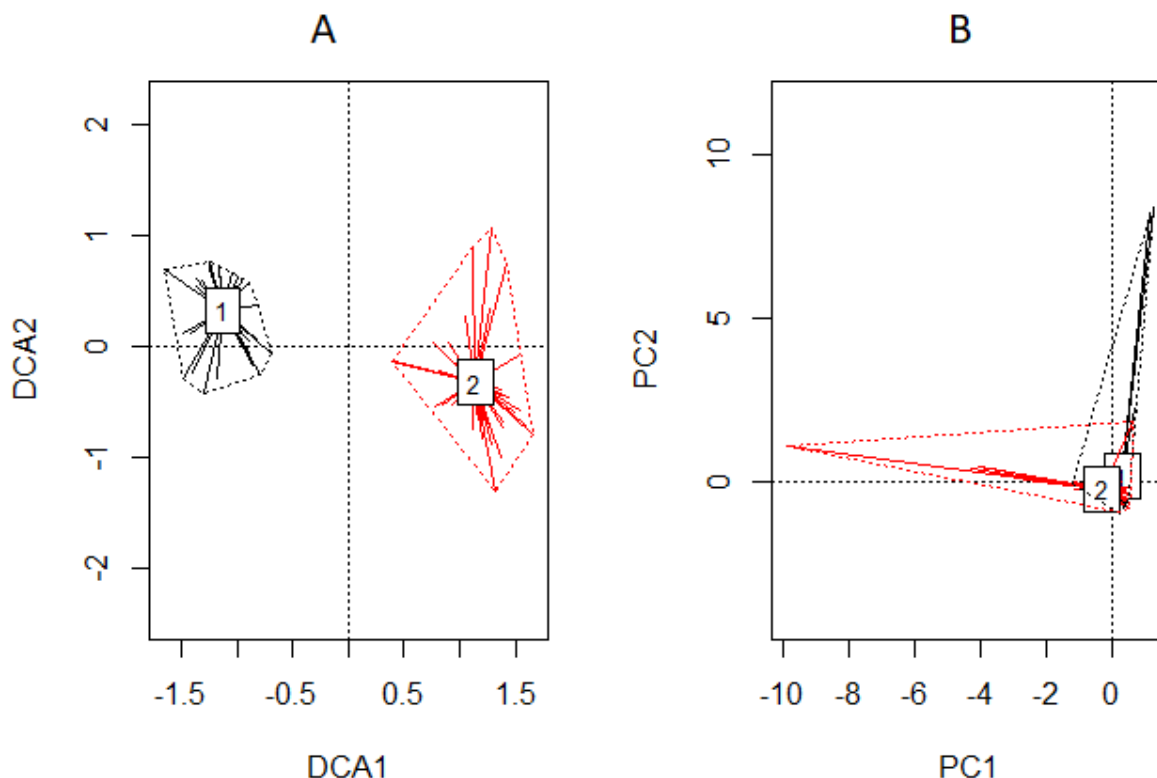
wartością wskaźnika wynoszącą 0,66 ale najwyższą wartością maksymalną dla płatu – 0,75. Natomiast w płatach roślinności porastających tereny nieprzemysłowe wartość wskaźnika dominacji była najniższa i wynosiła 0,63 (Tab. 3.1.4).

Tab. 3.1.4. Zestawienie wartości wskaźnika dominacji w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	0,66	0,75	0,57
Zwały cynkowo-ołowiowe	0,68	0,74	0,60
Tereny nie przemysłowe	0,63	0,72	0,54

Ustalenie znaczenia składu gatunkowego roślin współwystępujących w płatach zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* z wykorzystaniem metod numerycznych (centroidów wzdłuż pierwszych dwóch osi DCA) wskazuje na wyraźne rozdzielenie płatów (Ryc. 3.1.1. A). Natomiast analiza centroidy wzdłuż dwóch pierwszych osi PCA na podstawie udziału gatunków towarzyszących (z wyłączeniem gatunków dominujących) nie wykazuje różnic między badanymi płatami Ryc. 3.1.1. B.

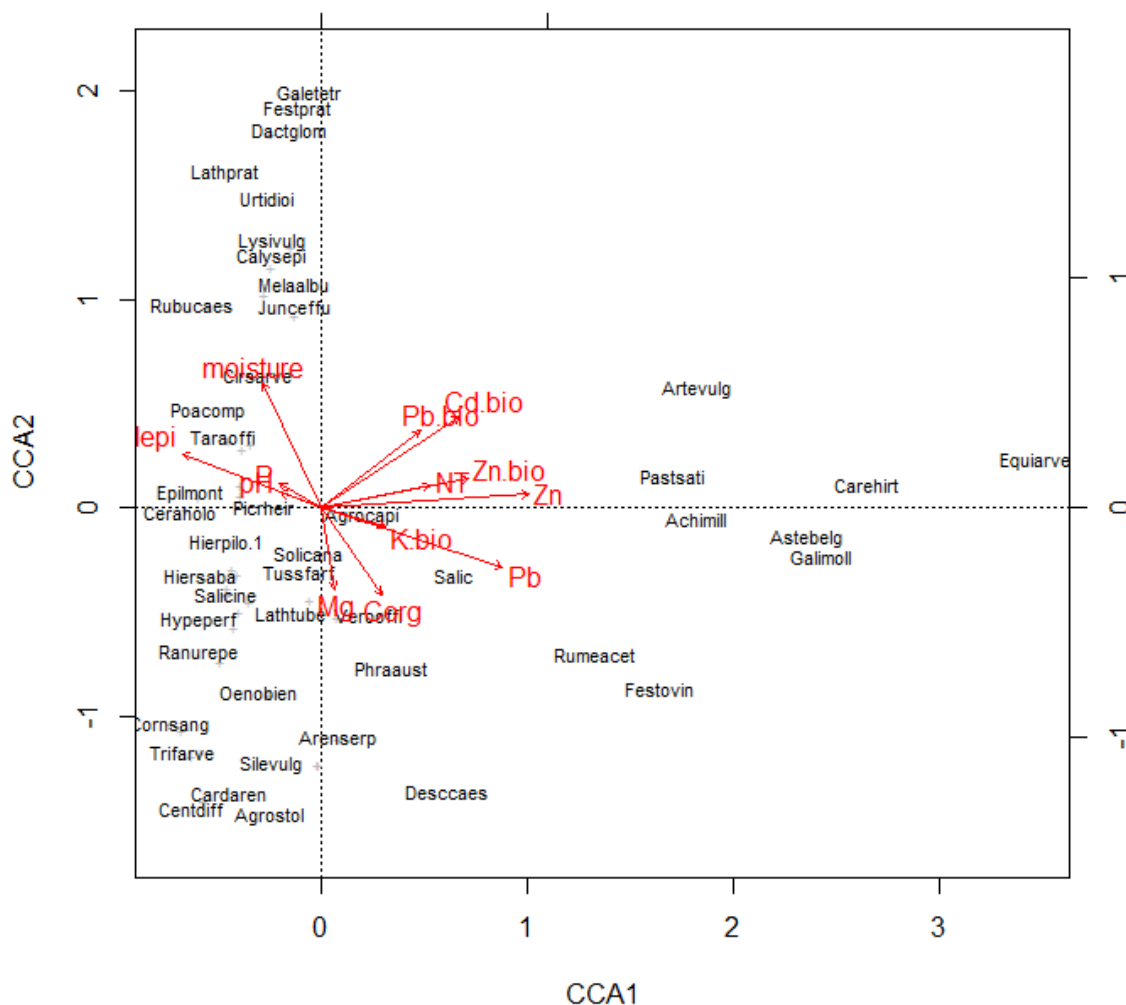
Analiza DCA dla płatów zdominowanych przez trzcinnik piaskowy i trzinę pospolitą przeprowadzoną na danych połączonych, wyjaśnia 16,8% zmienności udziału gatunków wzdłuż pierwszych dwóch osi. Natomiast analiza obu grup płatów, z wyłączeniem gatunków dominujących, tłumaczona jest przez pierwsze dwie osie PCA w 31,5% (Ryc. 3.1.1).



Ryc. 3.1.1. Wykres centroidów wzdłuż pierwszych dwóch osi DCA płatów z udziałem *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* (A) oraz centroidy wzdłuż dwóch pierwszych osi PCA z wyłączeniem gatunków towarzyszących (B), 1 - płatów opanowanych przez *C. epigejos*, 2 płaty zbiorowisk/płatów *P. australis*.

Analizując rozmieszczenie gatunków na Ryc. 3.1.2. widać, że blisko środka układu kanonicznej korespondencji CCA, znajdują się takie gatunki takie jak: *Agrostis capillaris*, *Solidago canadensis*, *Tussilago farfara* i *Picris hieracioides*.

Największy wpływ na zmienność analizowanych płatów, zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, a tym samym na osobniki trzcinnika piaskowego obecnego w badanych płatach ma zawartość cynku ogólnego. Ta środowiskowa zmienna objaśniająca (najdłuższy wektor) jest najsilniej skorelowana z pierwszą osią. Blisko parametru środowiskowego, jakim jest zawartość całkowitego cynku, znalazły się wektory takich zmiennych środowiskowych jak: zawartość biodostępnego cynku, biodostępny ołów i kadm ale również ołów całkowity oraz całkowita zawartość azotu. Z tą grupą zmiennych wydają się być związane takie gatunki jak: *Artemisia vulgaris*, *Carex hirta*, *Pastinaca sativa*, *Equisetum arvense* i *Achillea millefolium*.



Ryc. 3.1.2. Kanoniczna analiza korespondencji CCA płatów z udziałem *C. epigejos* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących (Cd.bio – zawartość przyswajalnego kadmu, Pb.bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, Zn.bio – zawartość przyswajalnego cynku, K.bio – zawartość przyswajalnego potasu, NT – zawartość azotu całkowitego, Zn – całkowita zawartość cynku, Pb – całkowita zawartość ołowiu, Corg – całkowita zawartość węgla organicznego, Mg – całkowita zawartość magnezu, pH – odczyn podłoża, P – całkowita zawartość fosforu, moisture - wilgotność, epi - *Calamagrostis epigejos*).

Wyniki analizy kanonicznej (Ryc. 3.1.2.) wskazują, że do istniejącej grupy gatunków, która nie jest przywiązana do żadnego z głównych gradientów wyznaczonych przez zmienne objaśniające należą m.in. *Agrostis stolonifera*, *Centaurea diffusa*, *Cardaminopsis arenosa*, *Trifolium arvense*, *Silene vulgaris*, *Arenaria serpyllifolia*, *Oenothera biennis*, *Ranunculus repens* i *Hypericum perforatum*.

Z drugą osią najsilniej koreluje zmienna objaśniająca jaką jest wilgotność rzeczywista podłoża. W tej ćwiartce wykresu znajdują się również *Poa compressa*, *Taraxacum officinale*,

Cirsium arvense, *Juncus effusus*, *Rubus caesius*, *Melandrium rubrum*, *Calystegia sepium* i *Lysimachia vulgaris*. Nieco luźniej z natężeniem parametru środowiska jakim jest wilgotność związane są takie gatunki jak: *Urtica dioica*, *Lathyrus pratensis*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis* i *Galeopsis tetrahit*.

Graficzna prezentacja zależności między zmiennymi jakościowymi w przestrzeni o mniejszej liczbie wymiarów wykonana została dla danych zebranych z poletek zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* z wykorzystaniem dodatkowych informacji, zmiennych środowiskowych (objaśniających) takich jak: wilgotność, pH podłoża oraz zawartość węgla organicznego, azotu całkowitego, fosforu, magnezu, potasu oraz przyswajalnych ilości metali ciężkich takich jak cynk, ołów i kadm.

Wyniki analizy kanonicznej przeprowadzonej dla płatów roślinności zdominowanej przez *C. epigejos*, przeprowadzona wyłącznie w oparciu o udział gatunki towarzyszące po wyłączeniu z analiz gatunku dominującego.

Tab. 3.1.4. Istotność zmiennych siedliskowych w analizie CCA płatów z udziałem *C. epigejos* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących (NT – zawartość azotu całkowitego, Corg – całkowita zawartość węgla organicznego, Mg – całkowita zawartość magnezu, P (oś pionowa) – całkowita zawartość fosforu, Pb.bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, Zn.bio – zawartość przyswajalnego cynku, Pb_bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, Zn_bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd.bio – zawartość przyswajalnego kadmu, K.bio – zawartość przyswajalnego potasu, pH – odczyn podłoża, moisture - wilgotność, Calepi - *Calamagrostis epigejos*.

	efekt warunkowy			efekt brzeżny		
	ChiSquare	Pseudo-F	P	ChiSquare	Pseudo-F	P
NT	0.4809	2.0751	0.004 **	0.3490	1.5062	0.033 *
Corg	0.2848	1.2291	0.213	0.1522	0.6569	0.995
Mg	0.4265	1.8405	0.001 ***	0.4126	1.7803	0.004 **
P	0.2598	1.1211	0.371	0.2117	0.9134	0.614
Pb.bio	0.4675	2.0174	0.033 *	0.3958	1.7080	0.065 .
Zn.bio	0.4294	1.8529	0.006 **	0.2798	1.2074	0.239
Cd.bio	0.3402	1.4683	0.080 .	0.3351	1.4462	0.055 .
K.bio	0.3766	1.6253	0.015 *	0.3737	1.6128	0.019 *
pH	0.2864	1.2358	0.201	0.2898	1.2504	0.190
moisture	0.2807	1.2115	0.223	0.2891	1.2475	0.219
Calepi	0.3394	1.4645	0.031 *	0.3394	1.4645	0.034 *
Residual	7.6470			7.6470		

Spośród wielu czynników, analiza permutacyjna (Tab. 3.1.4.) wykazała istotność statystyczną dla zawartości całkowitego azotu i zawartości Mg w podłożu, oraz ilości biodostępnego potasu, jak również obecność i pokrycie gatunku dominującego *Calamagrostis epigejos* w płacie jako, czynniki istotne zarówno jako efekt warunkowy jak również, jako efekt brzeżny. Natomiast ilość przyswajalnego cynku i ołowiu, przeprowadzona analiza permutacyjna wskazała, jako efekt warunkowy.

Analiza składu gatunkowego i wskaźników różnorodności dla płatów spontanicznej roślinności zdominowanych przez *Phragmites australis* wykazała różnice między badanymi typami siedlisk.

Największą liczbę gatunków w płatach roślinności zdominowanych przez *P. australis* odnotowano na zwałach skały płonnej. Średnia liczba gatunków w płatach porastających zwały skały płonnej wynosiła 9 gatunków, najniższa 5 gatunków odnotowana została dla płatów porastających siedliska nieprzemysłowe (Tab. 3.1.5). Roślinność występująca na zwałach cynku i ołowiu cechuje się średnią liczbą gatunków wynoszącą 6. W płatach roślinności występujących na siedlisku zwałów po hutnictwie cynku i ołowiu zidentyfikowano również płaty, w których liczba gatunków była niska i wynosiła 5 gatunków (Tab. 3.1.5).

Tab. 3.1.5. Zestawienie liczby gatunków występujących w płatach roślinności zdominowanych przez *Phragmites australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	9	15	4
Zwały cynkowo-ołowiowe	6	11	2
Tereny nie przemysłowe	5	9	3

W wyniku porównania średnich wartości wskaźnika różnorodności Shannon'a Wienera (H') (Tab. 3.1.6.) w płatach zdominowanych przez *Phragmites australis* porastających badane typy siedlisk stwierdzono, że najwyższe średnie wartości tego wskaźnika wyróżniają płaty porastające zwały skały płonnej – 1,53. Dla płatów na tym typie siedliska odnotowano również najwyższe wartości tego wskaźnika (Tab. 3.1.6). Natomiast średnia wartość wskaźnika różnorodności gatunkowej dla płatów roślinności występujących na terenach nieprzemysłowych wyniosła 1,29. Natomiast najniższa średnia wartość

wskaźnika różnorodności stwierdzona została na w płatach roślinność porastającej zwały po hutnictwie cynku i ołowiu i wyniosła 1,19 (Tab. 3.1.6).

Tab. 3.1.6. Zestawienie wartości wskaźnika Shannon'a Wienera (H') w płatach roślinności zdominowanych przez *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	1,53	1,95	0,99
Zwały cynkowo-ołowiowe	1,19	1,75	0,72
Tereny nie przemysłowe	1,29	1,67	0,52

Wartości wskaźnika równomierności Evenness (Tab. 3.1.7) dla płatów roślinności, w których gatunkiem dominującym był *P. australis* różniły się dla poszczególnych typów siedlisk. Najwyższa wartość tego wskaźnika wynosiła 0,72 i odnotowana w płatach porastających tereny nieprzemysłowe (Tab. 3.1.7). Natomiast w płatach roślinności porastających zwały skały płonnej wartość wskaźnika Evenness wynosiła 0,65 (najwyższa – 0,81; najniższa – 0,50). Podczas gdy w płatach zdominowanych przez *P. australis*, porastających zwały po hutnictwie cynku i ołowiu średnia wartość wskaźnika równomierności była najniższa i wynosiła 0,61 (Tab. 3.1.7).

Tab. 3.1.7. Zestawienie wartości wskaźnika równomierności Evenness w płatach roślinności zdominowanych przez *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

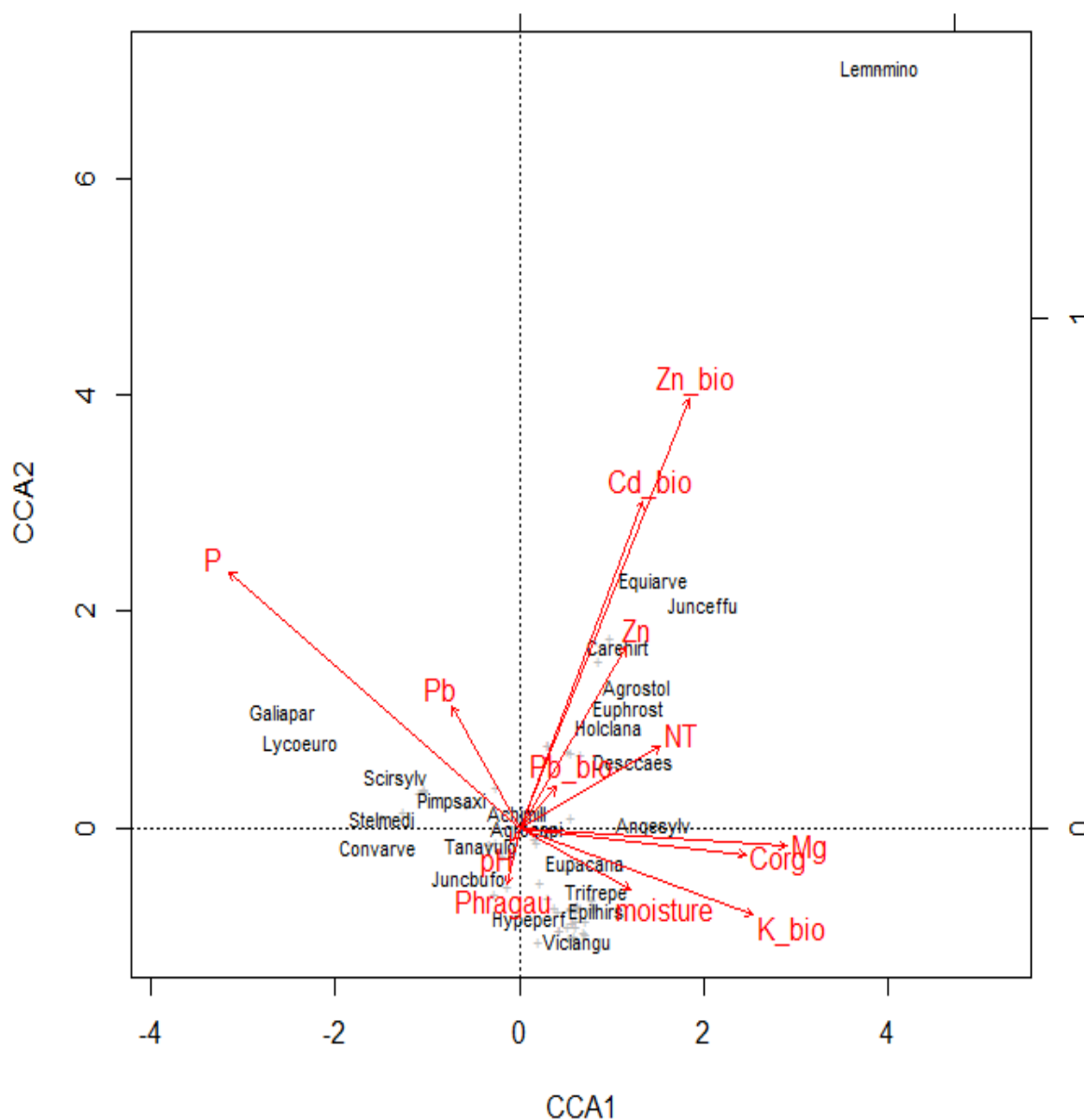
Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	0,65	0,81	0,50
Zwały cynkowo-ołowiowe	0,61	0,70	0,52
Tereny nie przemysłowe	0,72	0,85	0,52

W badanych płatach roślinności zdominowanych przez *P. australis* odnotowano różnice średniej wartości wskaźnika dominacji (Tab. 3.1.8). W płatach występujących na zwałach skały płonnej stwierdzono najwyższą wartość tego wskaźnik i wartość ta wynosiła 0,70. Roślinność porastająca tereny nieprzemysłowe charakteryzowała się wskaźnikiem dominacji o wartości 0,66. Natomiast najniższa wartość badanego wskaźnika została odnotowana w płatach roślinności porastających zwały cynkowo-ołowiowe – 0,62 (Tab. 3.1.8).

Tab. 3.1.8. Zestawienie wartości wskaźnika dominacji w płatach roślinności zdominowanych przez *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	0,70	0,82	0,56
Zwały cynkowo-ołowiowe	0,62	0,76	0,50
Tereny nie przemysłowe	0,66	0,78	0,58

Płaty roślinności zdominowane przez *P. australis* na trzech badanych typach siedlisk poddano analizie CCA w celu wyznaczenia głównych gradientów środowiska, wzdłuż których układają się badane płaty roślinności. Uzyskany obraz rozkładu badanych płatów wzdłuż wytypowanych gradientów jest istotny ze względu na znaczenie, jakie uzyskane różnice w składzie gatunkowym badanych płatów mogą wywierać na kondycję/żywołność (performance) – „fitness” *sensu* Cheeson (2000) analizowanych osobników trzciny pospolitej.



Ryc. 3.1.3. Kanoniczna analiza korespondencji CCA płatów z udziałem *P. australis* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących (Zn_bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd_bio – zawartość przyswajalnego kadmu, K_bio – zawartość przyswajalnego potasu, Pb_bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, pH – odczyn podłoża, Zn – całkowita zawartość cynku, P – całkowita zawartość fosforu, NT – zawartość azotu całkowitego, Pb – całkowita zawartość ołowiu, Mg – całkowita zawartość magnezu, Corg – całkowita zawartość węgla organicznego, moisture - wilgotność, Phragau - *Phragmites australis*).

Wyniki na Ryc. 3.1.3. uzyskano z wykorzystaniem analizy kanonicznej wykonana dla płatów roślinności zdominowanych przez *P. australis* przeprowadzonej wyłącznie w oparciu o udział gatunków towarzyszących po wyłączeniu z analiz gatunku dominującego.

W wyniku analizy rozmieszczenia gatunków (Ryc. 3.1.3.) stwierdzono, że blisko środka układu znajdują się takie gatunki jak: *Achillea millefolium*, *Agrostis capillaris*, *Tanacetum vulgare*.

Na zmienność analizowanych płatów roślinności, w których gatunkiem dominującym jest *Phragmites australis* największy wpływ ma zawartość magnezu. Stanowi ona środowiskową zmienną objaśniającą, która jest najsilniej skorelowana z pierwszą osią. W pobliżu parametru jakim jest zawartość magnezu znalazły się wektory takich zmiennych środowiskowych jak: zawartość węgla organicznego oraz biodostępnego potasu. Widoczny jest silny związek z tą grupą zmiennych objaśniających jednego gatunku występującego w płatach roślinności jakim jest *Angelica sylvestris*.

Warto podkreślić obecność kilku gatunków, które nie są przywiązane do żadnego z głównych gradientów wyznaczonych przez zmienne objaśniające, są to: *Convolvulus arvensis*, *Stellaria media* i *Vicia angustifolia*.

Najsilniejsza korelacja z drugą osią jest widoczna dla zmiennej objaśniającej jaką jest zawartość biodostępnego cynku (najdłuższy wektor). Nieco słabszą korelację z drugą osią można stwierdzić dla zawartości biodostępnego kadmu oraz ogólnej zawartości cynku. Gatunki takie jak: *Equisetum arvense*, *Juncus effusus*, *Carex hirta* znajdują się w tej ćwiartce wykresu. Nieco luźniejszy związek z natężeniem zawartości biodostępnego cynku można odnotować dla takich gatunków jak: *Agrostis stolonifera*, *Euphrasia rostkoviana*, *Holcus lanatus*.

Zależności między zmiennymi jakościowymi w przestrzeni o mniejszej liczbie wymiarów przedstawia tabela 3.1.9. Do opracowania danych wykorzystano dodatkowe informacje, zmienne środowiskowe (objaśniające) jak: zawartość węgla organicznego, azotu całkowitego, fosforu, magnezu, wilgotność, pH podłoża, zawartość całkowita ołowiu i cynku, zawartość przyswajalnego potasu oraz przyswajalnych ilości metali ciężkich takich jak cynk, ołów i kadm.

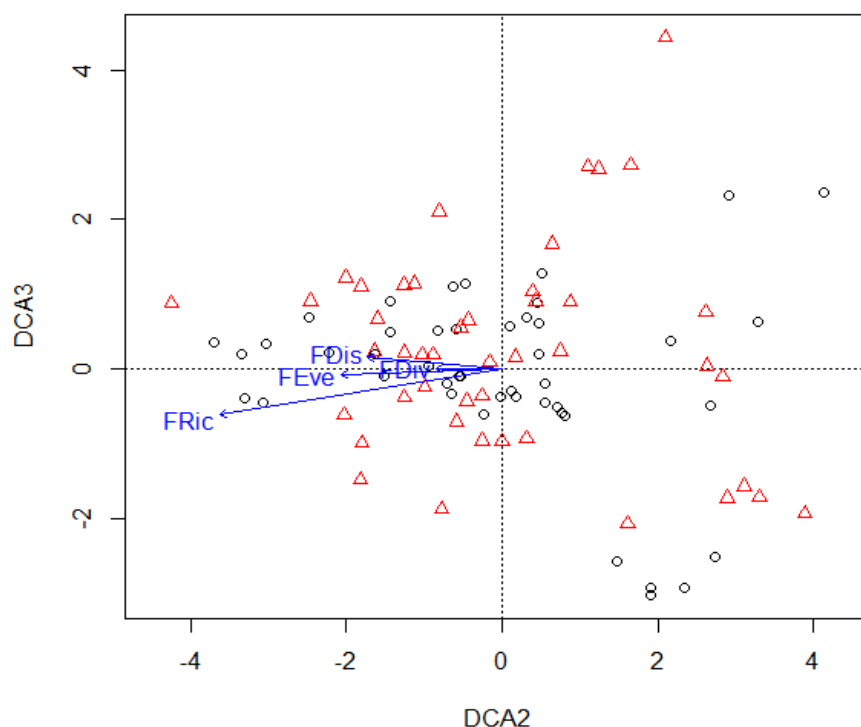
Tab. 3.1.9. Istotność zmiennych siedliskowych w analizie CCA płatów z udziałem *P. australis* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących (NT – zawartość azotu całkowitego, Corg – całkowita zawartość węgla organicznego, Mg – całkowita zawartość magnezu, P (oś pionowa) – zawartość fosforu, Pb – całkowita zawartość ołowiu, Zn – całkowita zawartość cynku, Pb_bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, Zn_bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd_bio – zawartość przyswajalnego kadmu, K_bio – zawartość przyswajalnego potasu, pH – odczyn podłoża, moisture - wilgotność, Phragau - *Phragmites australis*).

	efekt warunkowy			efekt brzeżny		
	ChiSquare	Pseudo-F	P	ChiSquare	Pseudo-F	P
NT	0.4259	1.3199	0.057 .	0.3030	0.9388	0.601
Corg	0.4522	1.4012	0.043 *	0.3278	1.0159	0.411
Mg	0.5083	1.5750	0.005 **	0.4689	1.4530	0.004 **
P	0.5845	1.8112	0.001 ***	0.4628	1.4342	0.010 **
Pb	0.3830	1.1867	0.279	0.3382	1.0479	0.366
Zn	0.2659	0.8238	0.723	0.1720	0.5329	0.994
Pb_bio	0.3917	1.2136	0.179	0.3163	0.9802	0.524
Zn_bio	0.5942	1.8411	0.001 ***	0.4718	1.4620	0.010 **
Cd_bio	0.3733	1.1568	0.266	0.3509	1.0875	0.316
K_bio	0.4473	1.3862	0.023 *	0.3978	1.2328	0.091 .
pH	0.3634	1.1260	0.302	0.3673	1.1382	0.272
moisture	0.3990	1.2364	0.087 .	0.4519	1.4003	0.012 *
Phragau	0.3517	1.0899	0.294	0.3517	1.0899	0.337
Residual	10.0043			10.0043		

Wyniki analizy permutacyjnej pozwalają stwierdzić istotność statystyczną wpływu takich czynników jak: zawartość magnezu i fosforu oraz zawartość przyswajalnego cynku. Czynniki te wykazują istotność jako efekt warunkowy jak również, jako efekt brzeżny. Efekt warunkowy został potwierdzony w wyniku przeprowadzonej analizy dla zawartości węgla organicznego oraz przyswajalnego potasu. Natomiast efekt brzeżny można stwierdzić na podstawie uzyskanych danych dla wilgotności.

3.1.2. Porównanie składu funkcjonalnego i różnorodności funkcjonalnej płatów zdominowanych przez badane gatunki na trzech typach podłoża

Zarówno skład, jak i różnorodność gatunkowa mogą wpływać na warunki siedliskowe organizmów występujących w danej biocenozie. Jednak coraz częściej podkreślane jest fundamentalne znaczenie struktury biocenozy i jej różnorodności funkcjonalnej. W przeprowadzonych badaniach analizowano cztery główne wskaźniki różnorodności funkcjonalnej, tj: FRic (Functional Richness) – bogactwo cech funkcjonalnych; FEve (Functional Evenness) – funkcjonalna równomierność; FDiv (Functional Divergence) – rozbieżność cech funkcjonalnych; FDis (Functional Dispersion) – rozproszenie cech funkcjonalnych, a relacje pomiędzy nimi a badanymi poletkami z dominacją badanych gatunków prezentuje rycina 3.1.4.



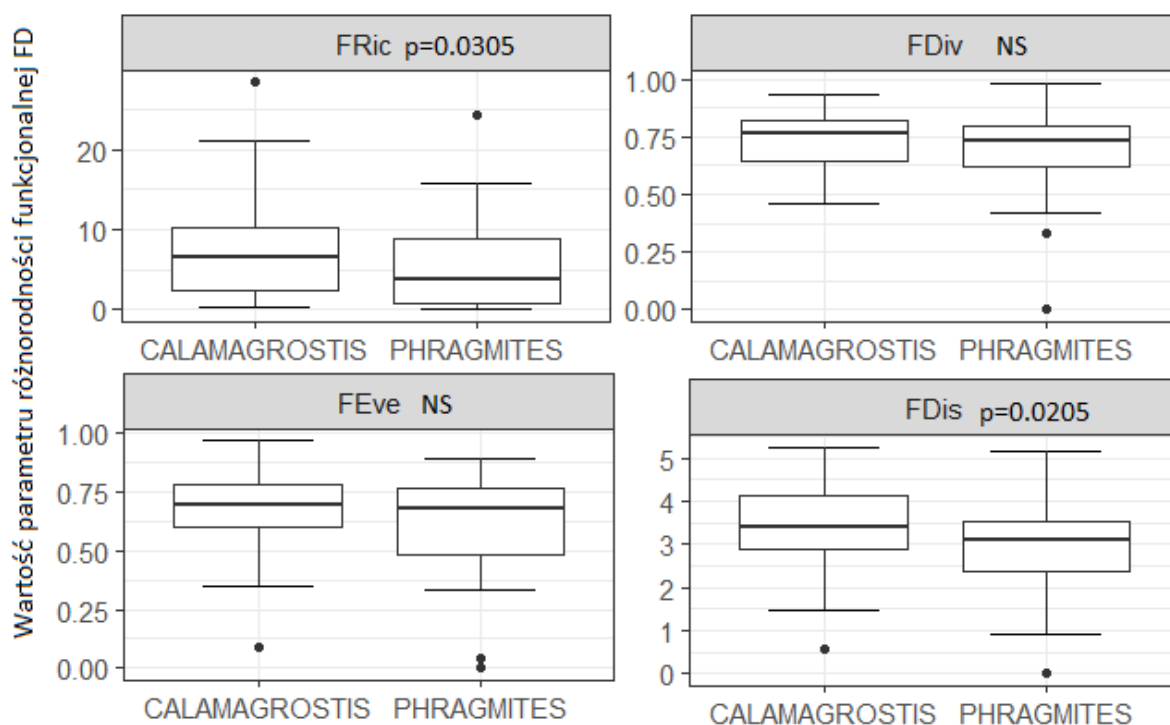
Ryc. 3.1.4. Wykres ordynacji DCA dla płatów zdominowanych przez *C. epigejos* i *P. australis* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących wraz z pasywnie nałożonymi wartościami współczynników różnorodności funkcjonalnej.

Objaśnienie skrótów: FRic (Functional Richness) – bogactwo cech funkcjonalnych; FEve (Functional Evenness) – funkcjonalna równomierność; FDiv (Functional Divergence) – rozbieżność cech funkcjonalnych; FDis (Functional Dispersion) – rozproszenie cech funkcjonalnych.

Objaśnienia symboli: ○ kółka na wykresie to poletka zdominowane przez *Calamagrostis epigejos*, a △ trójkąty to poletka zdominowane przez *Phragmites australis*.

Z pierwszą osią ordynacji DCA skorelowane są wszystkie analizowane wskaźniki różnorodności funkcjonalnej, przy czym najdłuższy jest wektor wskaźnika bogactwa cech funkcjonalnych. Znaczna część poletek, zdominowanych zarówno przez *Calamagrostis epigejos*, jak i przez *Phragmites australis*, skupiona jest w pobliżu wektorów analizowanych wskaźników. Na rycinie 3.1.4 widoczna jest grupa poletek zupełnie nie związana z gradientem wyznaczonym przez różnorodność funkcjonalną.

Wykazano, że istotne różnice między analizowanymi płatami występują jedynie w wypadku wskaźnika bogactwa cech funkcjonalnych oraz wskaźnika rozproszenia cech funkcjonalnych ($r^2=0,1084$, $p=0,007$) (Ryc. 3.1.5).



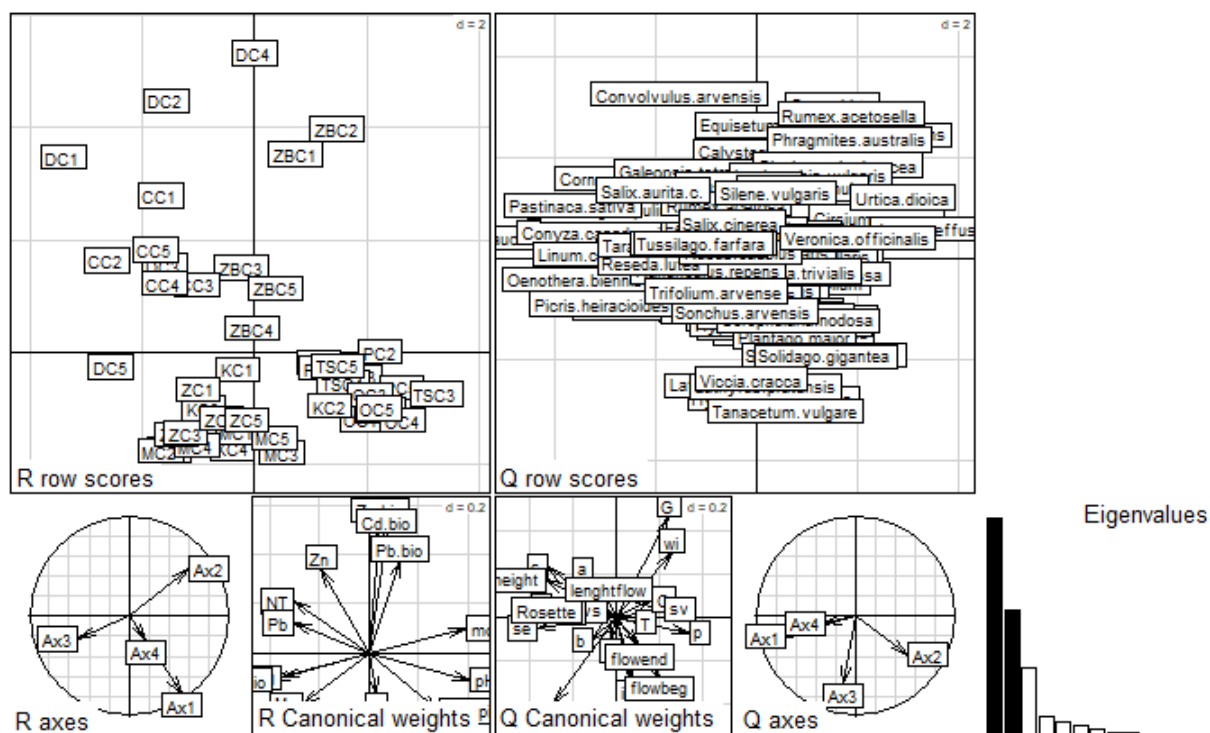
Ryc. 3.1.5. Porównanie wybranych wskaźników różnorodności funkcjonalnej płatów zdominowanych przez *C. epigejos* i *P. australis* na podstawie udziału gatunków towarzyszących (test Wilcoxa sumy rang).

Objaśnienie skrótów: FRic (Functional Richness) – bogactwo cech funkcjonalnych; FEve (Functional Evenness) – funkcjonalna równomierność; FDiv (Functional Divergence) – rozbieżność cech funkcjonalnych; FDis (Functional Dispersion) – rozproszenie cech funkcjonalnych.

Analiza RLQ dla płatów roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk (Ryc. 3.1.6) wykazała, że:

- rozmieszczenie dużej grupy płatów wzdłuż pierwszej osi wykresu (R row score) wskazuje, że podobne są do siebie płaty roślinności zdominowanej przez *C. epigejos* występujące na siedliskach nieprzemysłowych powierzchniach kontrolnych oraz te występujące na siedliskach zwałów węgla kamiennego. Natomiast wzdłuż drugiej osi rozproszone są pojedyncze płaty roślinności zdominowanej przez *C. epigejos* porastające głównie siedliska po hutnictwie cynku i ołowiu i częściowo płaty z siedliskach zwałów po górniczych po eksploatacji węgla kamiennego (Ryc. 3.1.6),
- rozmieszczenie gatunków budujących płaty roślinności zdominowanej przez *C. epigejos* na trzech badanych typach siedlisk nie wskazuje na wyraźne rozdzielanie, ze względu na typ zajmowanego podłoża. Ordynacja przeprowadzona w oparciu o zależności między dwiema macierzami (tabelami), R (dane środowiskowe) i Q (cechy gatunkowe) oraz danymi gatunkowymi L (pokrycia gatunków) w celu maksymalizacji kowariancji między czynnikami środowiskowymi i cechami gatunkowymi przy użyciu analizy *koinercji* (*co-inertia*) wykazała, że gatunki wchodzące w skład badanych płatów prezentują podobny udział na trzech badanych typach siedlisk (Ryc. 3.1.6),
- na obrzeżach chmury gatunków, która skupia się wokół środka układu współrzędnych znajdują się jedynie pojedyncze gatunki takie jak: *Convolvulus arvensis*, *Equisetum arvense*, *Rumex acetosella*, *Juncus effusus*, *Tanacetum vulgare*, *Vicia cracca*, *Picris hieracioides*, *Conyza canadensis*, *Oenothera biennis* i *Pastinaca sativa*. Część z wymienionych gatunków została również wskazana w kanonicznej analizie korespondencji (*Canonical Correspondence Analysis*, CCA) wykonanej dla tej samej grupy płatów roślinności zdominowanej przez *C. epigejos* (Ryc. 3.1.6).

Do analizy RLQ wykonano 999 permutacji testu Monte Carlo w celu zbadania istotności modelu.



Ryc. 3.1.6. Analiza RLQ dla płatów z *C. epigejos*. Pierwsze dwie osie RLQ tłumaczą odpowiednio 46.8% i 27.0% całkowitej zmienności.

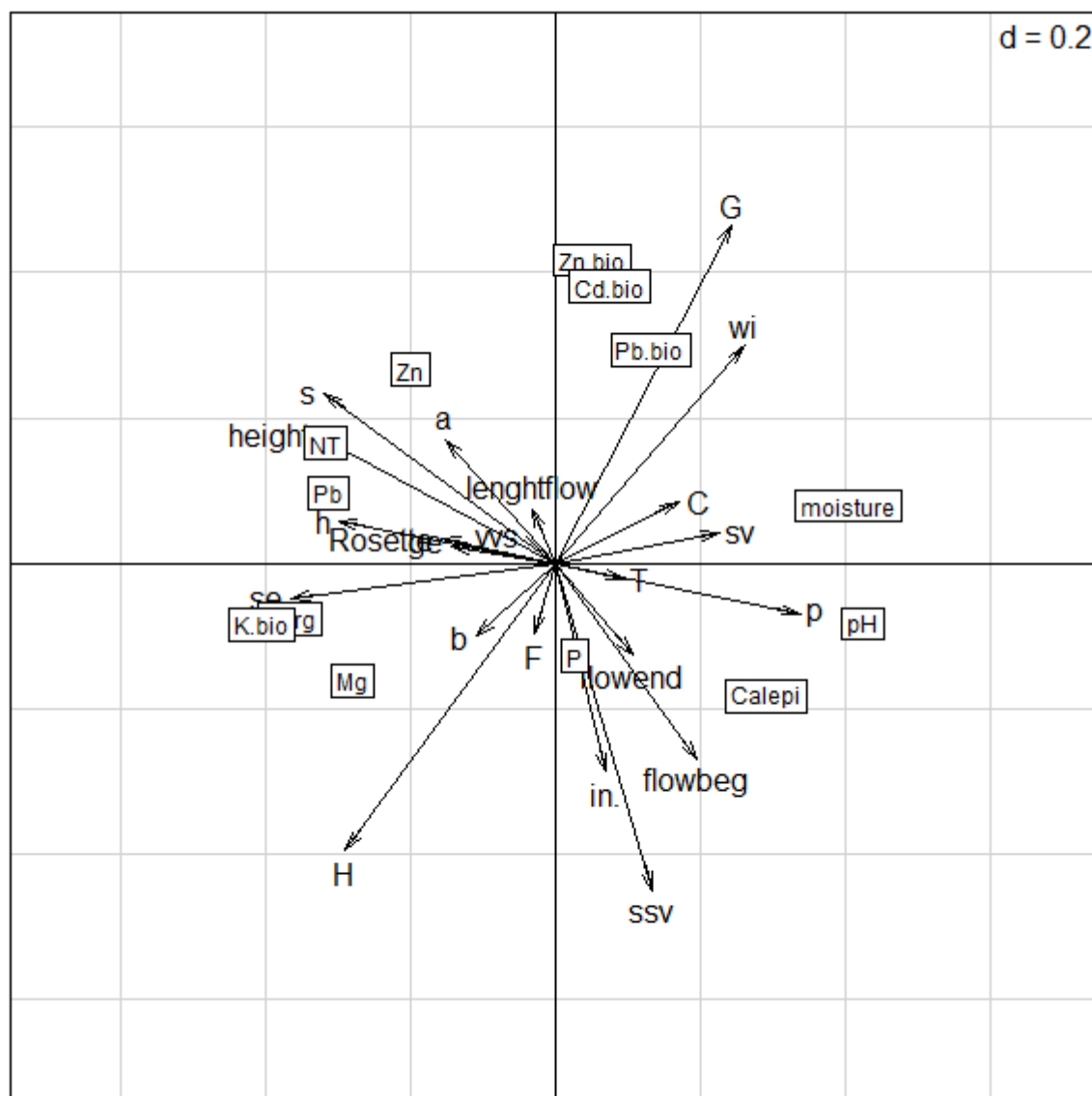
Objaśnienia skrótów: **sposób rozmnażania**/rozprzestrzeniania się: s – wyłącznie generatywnie nasiona, ssv – najczęściej generatywnie, rzadko wegetatywnie, sv – generatywnie i wegetatywnie, vvs – najczęściej wegetatywnie, rzadziej generatywnie, v – wyłącznie wegetatywnie, **długość życia**: a – jednoroczne (cykl życiowy rośliny trwa maksymalnie 12 miesięcy), b – dwuletnie (roślina rośnie na ok. jeden rok wegetatywnie przed osiągnięciem fazy generatywnej po czym kończy się jej cykl życiowy), p – perennial (rośliny polikarpiczne), byliny, h – hapaksant (rośliny monokarpiczne), **warunki siedliskowe**: K.bio – zawartość przyswajalnego potasu, Zn.bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd.bio – zawartość przyswajalnego kadmu, Pb.bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, moisture – wilgotność, Mg – zawartość magnezu, Pb – zawartość ołowiu, Zn – zawartość cynku, P – zawartość fosforu, pH – odczyn podłoża, NT – zawartość azotu całkowitego, Corg – zawartość węgla organicznego, Calepi – *Calamagrostis epigejos*, **forma życiowa**: C – chamefity, G – geofity, H – hemikryptofity, F – fanerofity, T – terofity, **sposób zapylenia**: wi – zapylenie przez wiatr, in – zapylenie przez owady, se – samozapylenie (zapylenie przez pyłek z pręcików z tej samej rośliny), ge – geitogamia (zapylenie przez pyłek z pręcików sąsiedniego kwiatu), flowbeg – początek kwitnienia, lengthflow – długość kwitnienia, Rosette – tworzenie rozet, height – wysokość [m]. Wykaz skrótów nazw poletek, gatunków znajduje się w aneksie na końcu pracy.

W oparciu o dane dotyczące warunków siedliskowych, cech i pokrycia trzcinnika piaskowego *C. epigejos* oraz cech funkcjonalnych roślin współwystępujących wykonano

analizę ordynacyjną (Ryc. 3.1.7) w celu uporządkowania prób wzdłuż gradientu reprezentowanego przez oś diagramu ordynacyjnego, tak, aby obiekty o podobnym składzie gatunkowym i udziale gatunków były położone blisko siebie, a oddalone od nich były obiekty odmienne. W wielowymiarowej przestrzeni czynnikami, wektorami warunków siedliskowych układającymi się wzdłuż pierwszej osi są wilgotność i odczyn podłoża natomiast wśród cech gatunków najdłuższy wektor najbardziej zbliżony do pierwszej osi to cecha długości życia gatunków, skorelowane są gatunki wieloletnie oraz te prezentują cechy właściwe dla konkurentów (C), z tą częścią uporządkowania związane są gatunki o cechach o możliwościach rozprzestrzeniania się (sv generatywnie i wegetatywnie). Dużo krótszy wektor skorelowany z pierwszą osią prezentują gatunki będące gatunkami jednorocznymi (T - terofitami).

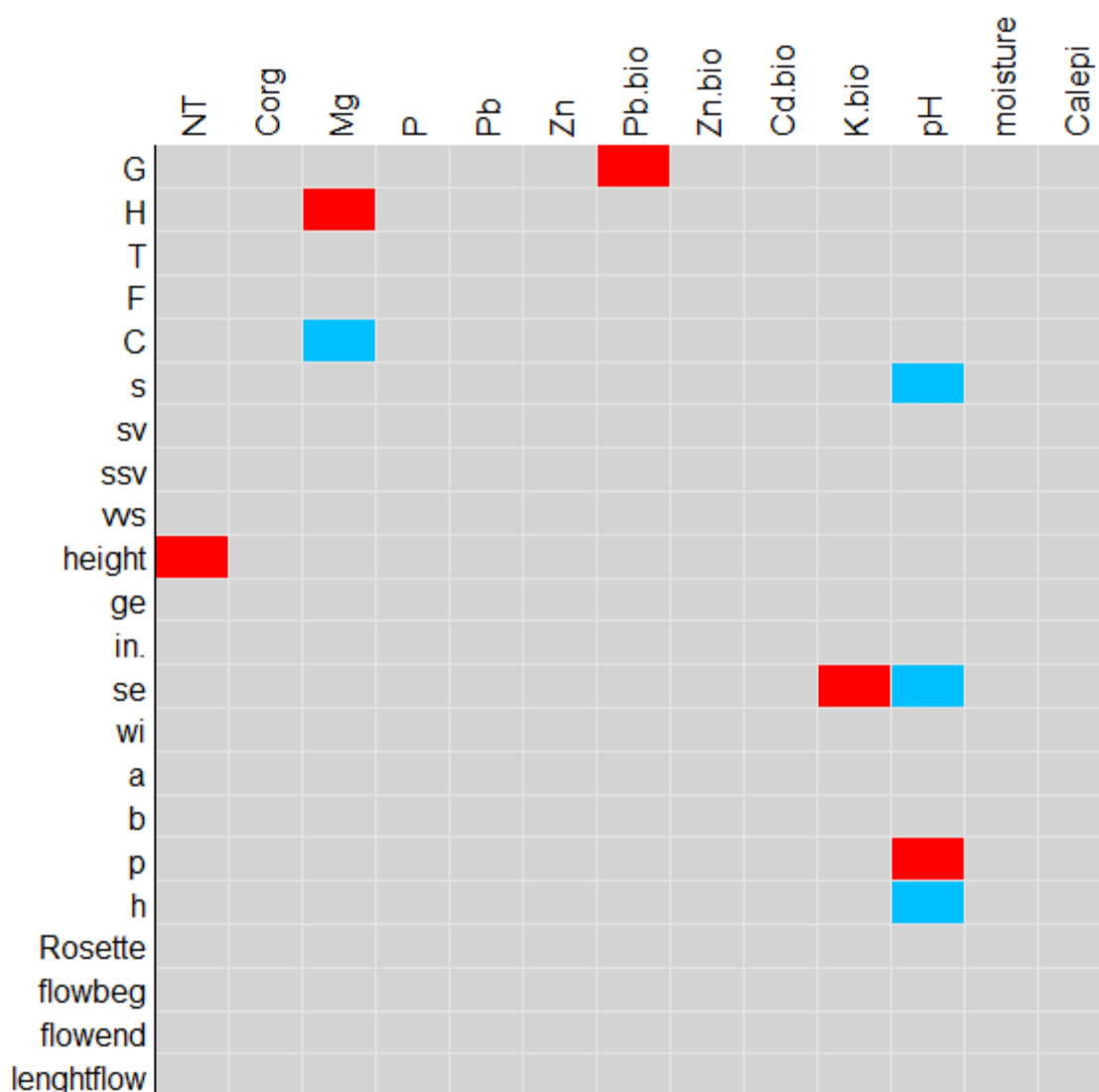
Z drugą osią ordynacji skorelowane są warunki siedliskowe obejmujące zawartość biodostępnych cynku, ołowiu i kadmu. Wśród cech gatunków skorelowanych z drugą osią uwagę należy zwrócić uwagę na gatunki o specyficznych cechach długości kwitnienia (*lengthflow*) (Ryc. 3.1.7)

Na podstawie wyników analiz i korelacji wykonanych dla modelu dla RLQ dla płatów zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach siedlisk wykonano zobrazowanie fourth-corner (Ryc. 3.1.8). Na rycinie tej wskazane są asocjacje pozytywne między zawartością magnezu w podłożu a występowaniem gatunków będących hemikryptofitami, wysokością roślin obecnych w płacie, a zawartością całkowitą azotu w podłożu płatu, obecnością biodostępnych form ołowiu a występowaniem w płacie gatunków będących geofitami (Ryc. 3.1.8). Przeprowadzona analiza wskazała również na pozytywne korelacje między zawartością biodostępnego potasu w podłożu płatów a występowaniem w składzie gatunkowym roślin samozapylanie oraz pozytywne korelacje między odczynem podłoża siedliska a obecnością bylin w strukturze badanych płatów roślinności. Na wykresie fourth-corner (Ryc. 3.1.8) wykazane zostały również korelacje negatywne. Relacje takie dotyczą zawartości magnezu w podłożu badanych płatów roślinność a występowaniem w składzie gatunków C chamefitów. Odczyn podłoża wpływa negatywnie na występowanie roślin o cechach s – wyłącznie generatywnie i rośliny samopylne oraz byliny monokarpiczne.



Ryc. 3.1.7. Ordynacja cech siedliskowych i pokrycia *C. epigejos* (w ramkach) i cech funkcjonalnych roślin.

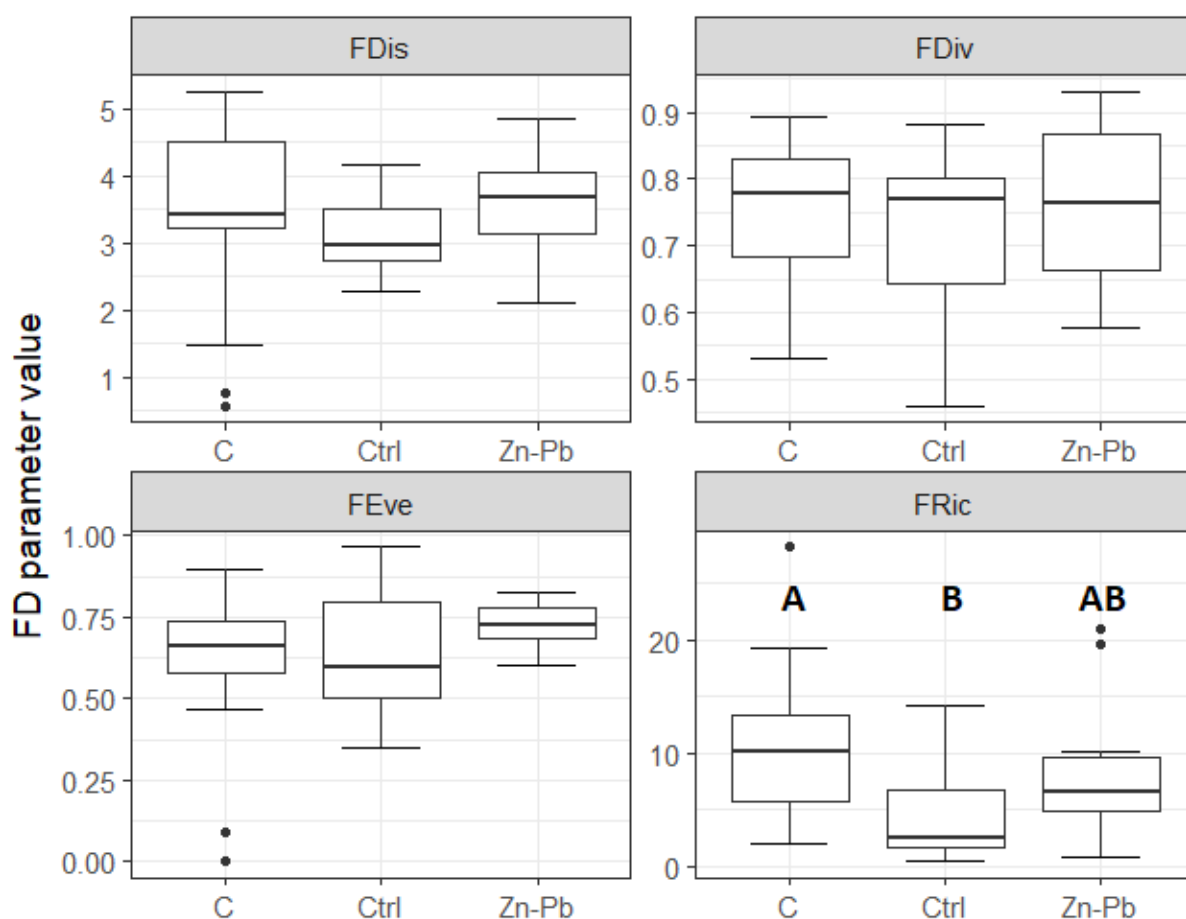
Objaśnienia skrótów: **sposób rozmnażania** / rozprzestrzeniania się: s – wyłącznie generatywnie nasiona, ssv – najczęściej generatywnie, rzadko wegetatywnie, sv – generatywnie i wegetatywnie, vvs – najczęściej wegetatywnie, rzadziej generatywnie, v – wyłącznie wegetatywnie, **długość życia**: a – jednoroczne (cykl życiowy rośliny trwa maksymalnie 12 miesięcy), b – dwuletnie (roślina rośnie na ok. jeden rok wegetatywnie przed osiągnięciem fazy generatywnej po czym kończy się jej cykl życiowy), p – perennial (rośliny polikarpiczne), byliny, h – hapaksant (rośliny monokarpiczne), **warunki siedliskowe**: K.bio – zawartość przyswajalnego potasu, Zn.bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd.bio – zawartość przyswajalnego kadmu, Pb.bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, moisture – wilgotność, Mg – zawartość magnezu, Pb – zawartość ołowiu, Zn – zawartość cynku, P – zawartość fosforu, pH – odczyn podłoża, NT – zawartość azotu całkowitego, Corg – zawartość węgla organicznego, Calepi – *Calamagrostis epigejos*, **forma życiowa**: C – chamefity, G – geofity, H – hemikryptofity, F – fanerofity, T – terofity, **sposób zapylania**: wi – zapylanie przez wiatr, in – zapylanie przez owady, se – samozapylanie (zapylanie przez pyłek z pręcików z tej samej rośliny), ge – geitogamia (zapylanie przez pyłek z pręcików sąsiedniego kwiatu), flowbeg – początek kwitnienia, lengthflow – długość kwitnienia, Rosette – tworzenie rozet, height – wysokość [m] (brakujące objaśnienia znajdują się w wykazie skrótów na końcu pracy).



Ryc. 3.1.8. Analiza fourth-corner dla RLQ z udziałem *C. epigejos*. Na czerwono pozytywne istotne korelacje na niebiesko istotne statystycznie negatywne korelacje ($p < 0,05$).

Objaśnienia skrótów: **sposób rozmnażania** / rozprzestrzeniania się: s – wyłącznie generatywnie nasiona, ssv – najczęściej generatywnie, rzadko wegetatywnie, sv – generatywnie i wegetatywnie, vvs – najczęściej wegetatywnie, rzadziej generatywnie, v – wyłącznie wegetatywnie, **długość życia**: a – jednoroczne (cykl życiowy rośliny trwa maksymalnie 12 miesięcy), b – dwuletnie (roślina rośnie na ok. jeden rok wegetatywnie przed osiągnięciem fazy generatywnej po czym kończy się jej cykl życiowy), p – perennial (rośliny polikarpiczne), byliny, h – hapaksant (rośliny monokarpiczne), **warunki siedliskowe**: K.bio – zawartość przyswajalnego potasu, Zn.bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd.bio – zawartość przyswajalnego kadmu, Pb.bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, moisture – wilgotność, Mg – zawartość magnezu, Pb – zawartość ołowiu, Zn – zawartość cynku, P – zawartość fosforu, pH – odczyn podłoża, NT – zawartość azotu całkowitego, Corg – zawartość węgla organicznego, Calepi – *Calamagrostis epigejos*, **forma życiowa**: C – chamefity, G – geofity, H – hemikryptofity, F – fanerofity, T – terofity, **sposób zapylania**: wi – zapylanie przez wiatr, in – zapylanie przez owady, se – samozapylanie (zapylanie przez pyłek z pręcików z tej samej rośliny, ge – geitogamia (zapylanie przez pyłek z pręcików sąsiedniego kwiatu), flowbeg – początek kwitnienia, lengthflow – długość kwitnienia, Rosette – tworzenie rozet, height – wysokość [m].

Analizowane typy siedlisk zdominowane przez *C. epigejos* zostały porównane ze względu na wartości współczynników różnorodności funkcjonalnej FD (Ryc. 3.1.9). Przeprowadzona analiza wykazała, że istotne różnice między wartościami wskaźnika funkcjonalnego bogactwa, występują jedynie między płatami zdominowanymi przez trzcinnika piaskowego na podłożu hałdy po górnictwie węgla kamiennego w porównaniu z płatami występującymi na podłożu nieprzemysłowym. Natomiast ze względu na wartość wskaźnika funkcjonalnego bogactwa płaty porastające zwały po hutnictwie cynku i ołowiu wykazują elementy wspólne zarówno z płatami występującymi na podłożu hałdy po górnictwie węgla kamiennego jak i z płatami występującymi na podłożu nieprzemysłowym. Nie stwierdzono różnic między badanymi płatami ze względu na wartości wskaźników pozostałych analizowanych wskaźników (Ryc. 3.1.9).



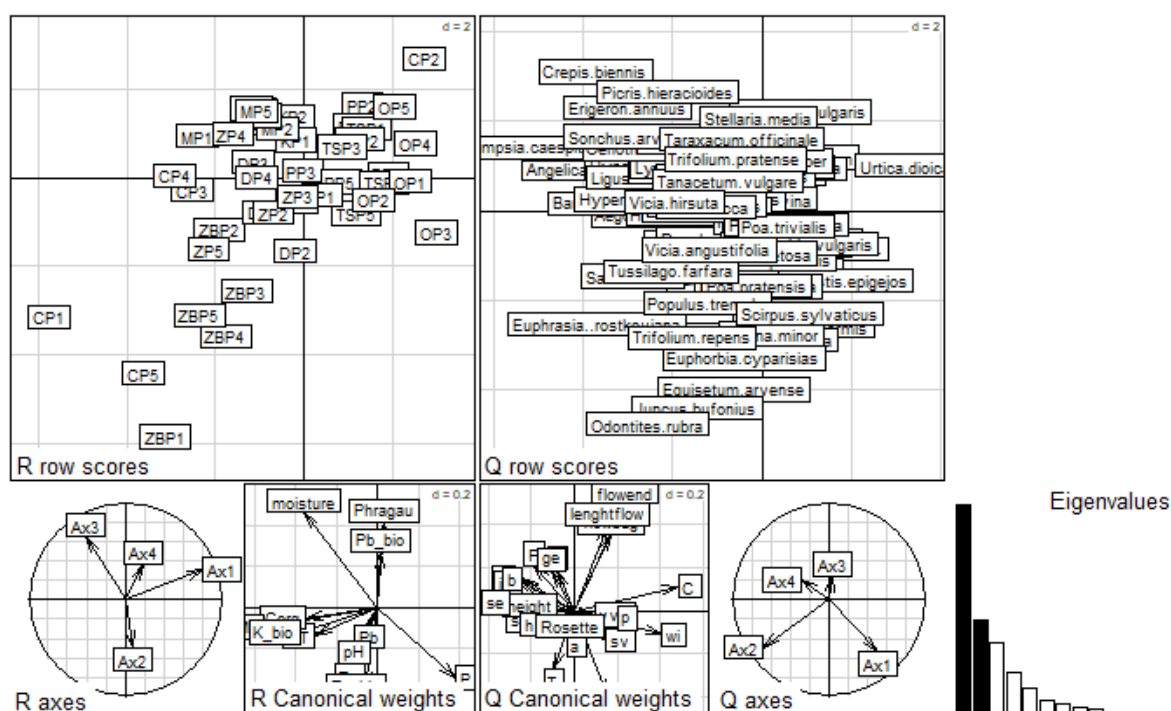
Ryc. 3.1.9. Porównanie współczynników różnorodności funkcjonalnej FD między typami siedlisk dla *C. epigejos* (Test Kruskala-Wallisa i post-hoc Conovera, różne litery A, B oznaczają istotność różnic na poziomie $p < 0,05$); Objaśnienie skrótów: CTRL - kontrola, C - hałdy węglowe, Zn-Pb - hałdy cynkowo-ołowiowe; FRic (Functional Richness) – bogactwo cech funkcjonalnych; FEve (Functional Evenness) – funkcjonalna równomierność; FDiv (Functional Divergence) – rozbieżność cech funkcjonalnych; FDis (Functional Dispersion) – rozproszenie cech funkcjonalnych.

Dane dotyczące podłoża i składu gatunkowego i cech gatunków płatów roślinności zdominowane przez *Phragmites australis*, występujące spontanicznie na trzech typach badanych siedlisk poddano analizie RLQ (Ryc. 3.1.10).

Większość analizowanych płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* skupia się wokół środka układu współrzędnych, co wskazuje na małe zróżnicowanie badanych płatów. Jedynie niewielka część płatów, porastających zwały węgla kamiennego, układa się wzdłuż drugiej osi (R row score) (Ryc. 3.1.10).

Podobnie jak w przypadku trzcinnika piaskowego, większość gatunków wchodząca w skład płatów roślinności zdominowanej przez *Phragmites australis* na trzech badanych typach siedlisk nie wskazuje rozdzielania ze względu zajmowane podłoże. Przeprowadzona ordynacja wykazała, że gatunki wchodzące w skład badanych płatów prezentują podobny udział na trzech badanych typach siedlisk. Na obrzeżach chmury gatunków, która generalnie skupia się wokół środka układu współrzędnych, znajdują się jedynie pojedyncze gatunki takie jak: *Crepis biennis*, *Picris hieracioides*, *Erigeron annuus*, *Urtica dioica*, *Juncus bufonius*, *Equisetum arvense* i *Deschampsia caespitosa*.

Przedstawione na rycinie 3.1.10 wyniki analizy ordynacji, przeprowadzonej w oparciu o zależności między macierzą (danych środowiskowe) i macierzą Q (cech gatunków) jak również danymi gatunkowymi L (pokrycia gatunków), celem maksymalizacji kowariancji między czynnikami środowiskowymi i cechami gatunkowymi przy użyciu analizy *koinercji*. Podobnie jak w przypadku analizy przeprowadzonej dla płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, część z wymienionych gatunków została również wskazana w kanonicznej analizie korespondencji (*Canonical Correspondence Analysis*, CCA). Analiza danych o warunkach siedliskowych podłoża płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* wykazała, że duża część zmiennych siedliskowych jest skorelowana z pierwszą osią m.in. zawartość biodostępnego potasu. Natomiast z drugą osią skorelowane są takie silnie wektory jak zawartość biodostępnego ołowiu i pokrycie (obfitość trzciny). Silne wektory ale nie związane z głównymi gradientami w badanych poletkach prezentują wilgotność i zawartość fosforu (Ryc. 3.1.10).



Ryc. 3.1.10. Analiza RLQ dla płatów z *P. australis*. Pierwsze dwie osie RLQ tłumaczą odpowiednio 43.0% i 19.3% całkowitej zmienności.

Objaśnienia skrótów: **sposób rozmnażania** / rozprzestrzeniania się: s – wyłącznie generatywnie nasiona, ssv – najczęściej generatywnie, rzadko wegetatywnie, sv – generatywnie i wegetatywnie, vvs – najczęściej wegetatywnie, rzadziej generatywnie, v – wyłącznie wegetatywnie, **długość życia**: a – jednoroczne (cykl życiowy rośliny trwa maksymalnie 12 miesięcy), b – dwuletnie (roślina rośnie na ok. jeden rok wegetatywnie przed osiągnięciem fazy generatywnej po czym kończy się jej cykl życiowy), p – perennial (rośliny polikarpiczne), byliny, h – hapaksant (rośliny monokarpiczne), **warunki siedliskowe**: K.bio – zawartość przyswajalnego potasu, Zn.bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd.bio – zawartość przyswajalnego kadmu, Pb.bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, moisture – wilgotność, Mg – zawartość magnezu, Pb – zawartość ołowiu, Zn – zawartość cynku, P – zawartość fosforu, pH – odczyn podłoża, NT – zawartość azotu całkowitego, Corg – zawartość węgla organicznego, Phragau – *Phragmites australis*, **forma życiowa**: C – chamefity, G – geofity, H – hemikryptofity, F – fanerofity, T – terofity, **sposób zapylenia**: wi – zapylenie przez wiatr, in – zapylenie przez owady, se – samozapylenie (zapylenie przez pyłek z pręcików z tej samej rośliny), ge – geitogamia (zapylenie przez pyłek z pręcików sąsiedniego kwiatu), flowbeg – początek kwitnienia, lenghtflow – długość kwitnienia, Rosette – tworzenie rozet, height – wysokość [m] Wykaz skrótów nazw poletek, gatunków znajduje się w aneksie na końcu pracy.

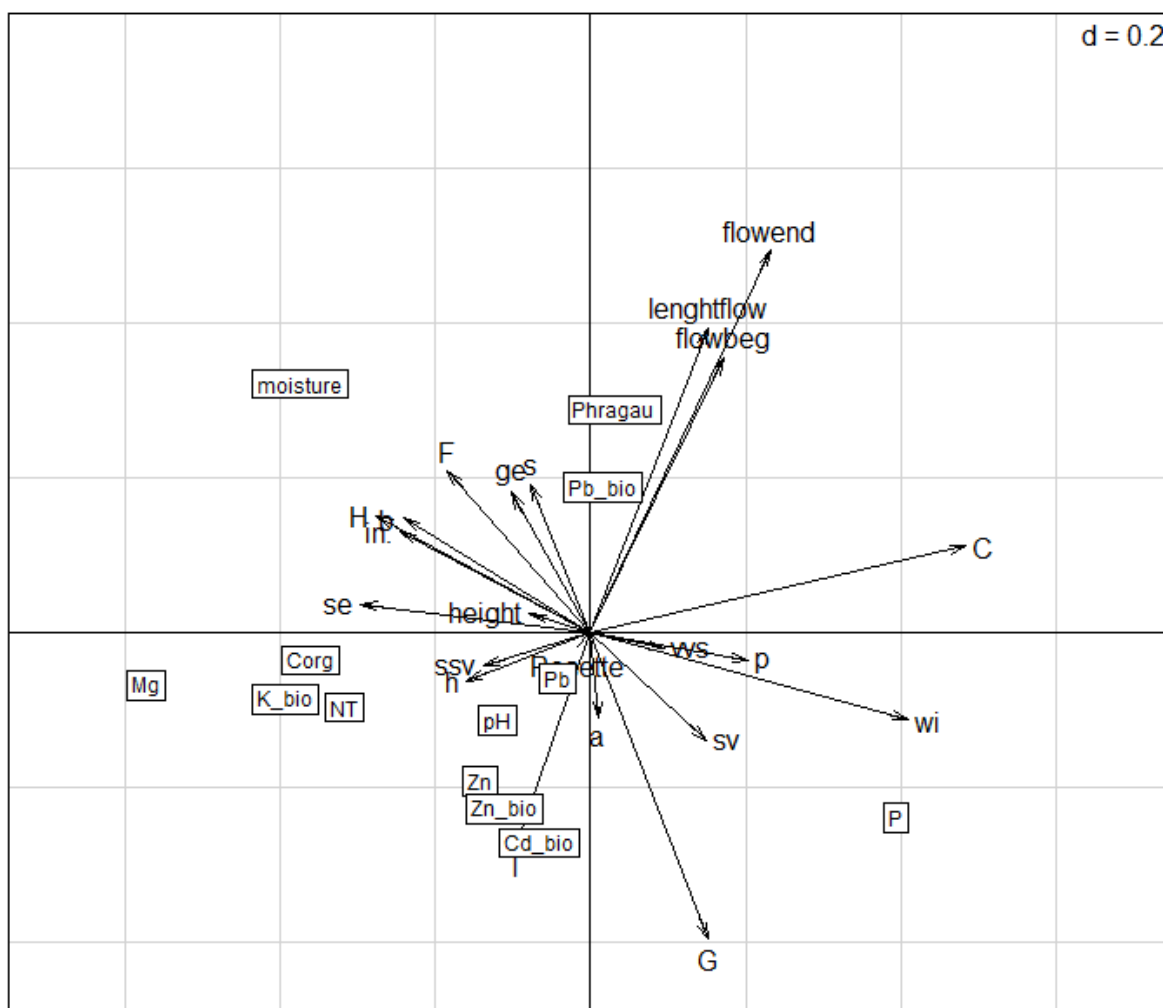
Analiza cech gatunków wskazuje, że większość głównych wektorów układu się wzdłuż pierwszej i drugiej osi (Q Canonical weights) m.in. obecność w płatach gatunków będących chamefitami, gatunkami wiatropylnymi oraz polikarpicznymi bylinami. Natomiast z drugą osią skorelowane jest występowanie gatunków, które kwitną dłużej - do późnej jesieni (Ryc. 3.1.10).

Do analizy RLQ wykonano 999 permutacji testu Monte Carlo w celu zbadania istotności modelu.

Na podstawie danych o warunków siedliskowych, cechach oraz pokryciu trzciny pospolitej *P. australis* jak również cech funkcjonalnych roślin współwystępujących wykonano analizę ordynacyjną (Ryc. 3.1.11). Analiza ta wykonana została by uporządkować badane płaty roślinności wzdłuż gradientów zobrazowanych przez osie diagramu ordynacyjnego. Płaty o podobnym składzie i pokryciu gatunków są położone blisko siebie, a płaty odmienne są od siebie oddalone na wykresie ordynacyjnym.

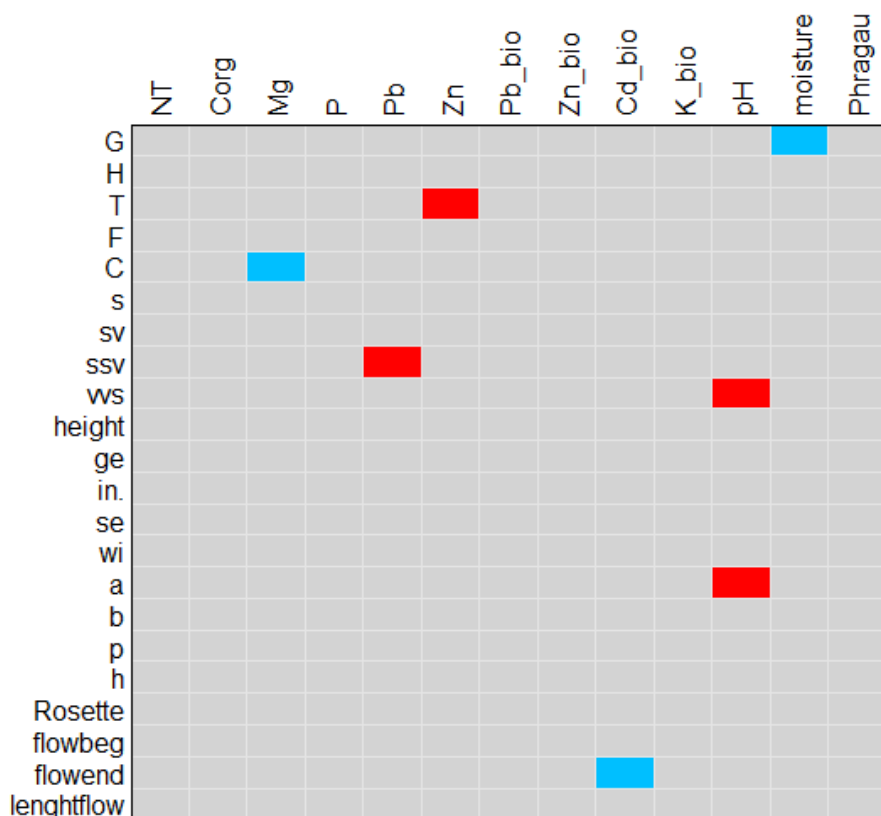
Wielowymiarowa przestrzeń danych o warunkach siedliskowych, składzie gatunkowym i cechach gatunków tworzących płaty roślinność zdominowane przez *Phragmites australis* uporządkowana jest układem wektorów. Skorelowane z pierwszą osią są wektory takich cech gatunków jak: forma życiowa – chamefit, cecha wiatropylności, słabszy wektor reprezentujący obecność bylin polikarpicznych (Ryc. 3.1.11).

Z drugą osią ordynacji skorelowane są wektory reprezentujące zawartość biodostępnego ołowiu, pokrycia (obfitości) trzciny oraz słabiej początku kwitnienia końca kwitnienia oraz długości czasu kwitnienia. Z drugą osią ordynacji skorelowane są wektory reprezentujące gatunki charakteryzujące się sposobem rozmnażania wyłącznie przez nasiona oraz obecność gatunków charakteryzujących się cechą zapylanie przez pyłek z pręcików sąsiedniego kwiatu (Ryc. 3.1.11).



Ryc. 3.1.11. Ordynacja cech siedliskowych i pokrycia *P. australis* (w ramkach) i cech funkcjonalnych roślin.

Objaśnienia skrótów: **sposób rozmnażania** / rozprzestrzeniania się: s – wyłącznie generatywnie nasiona, ssv – najczęściej generatywnie, rzadko wegetatywnie, sv – generatywnie i wegetatywnie, vvs – najczęściej wegetatywnie, rzadziej generatywnie, v – wyłącznie wegetatywnie, **długość życia**: a – jednoroczne (cykl życiowy rośliny trwa maksymalnie 12 miesięcy), b – dwuletnie (roślina rośnie na ok. jeden rok wegetatywnie przed osiągnięciem fazy generatywnej po czym kończy się jej cykl życiowy), p – perennial (rośliny polikarpiczne), byliny, h – hapaksant (rośliny monokarpiczne), **warunki siedliskowe**: K.bio – zawartość przyswajalnego potasu, Zn.bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd.bio – zawartość przyswajalnego kadmu, Pb.bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, moisture – wilgotność, Mg – zawartość magnezu, Pb – zawartość ołowiu, Zn – zawartość cynku, P – zawartość fosforu, pH – odczyn podłoża, NT – zawartość azotu całkowitego, Corg – zawartość węgla organicznego, Phragau – *Phragmites australis*, **forma życiowa**: C – chamefity, G – geofity, H – hemikryptofity, F – fanerofity, T – terofity, **sposób zapylenia**: wi – zapylanie przez wiatr, in – zapylanie przez owady, se – samozapylanie (zapylanie przez pyłek z pręcików z tej samej rośliny), ge – geitogamia (zapylanie przez pyłek z pręcików sąsiedniego kwiatu), flowbeg – początek kwitnienia, lenghtflow – długość kwitnienia, Rosette – tworzenie rozet, height – wysokość [m].



Ryc. 3.1.12. Analiza fourth-corner dla RLQ z udziałem *P. australis*. Na czerwono pozytywne istotne asocjacje na niebiesko istotne negatywne asocjacje ($p < 0,05$).

Objaśnienia skrótów: **sposób rozmnażania** / rozprzestrzeniania się: s – wyłącznie generatywnie nasiona, ssv – najczęściej generatywnie, rzadko wegetatywnie, sv – generatywnie i wegetatywnie, vvs – najczęściej wegetatywnie, rzadziej generatywnie, v – wyłącznie wegetatywnie, **długość życia**: a – jednoroczne (cykl życiowy rośliny trwa maksymalnie 12 miesięcy), b – dwuletnie (roślina rośnie na ok. jeden rok wegetatywnie przed osiągnięciem fazy generatywnej po czym kończy się jej cykl życiowy), p – perennial (rośliny polikarpiczne), byliny, h – hapaksant (rośliny monokarpiczne), **warunki siedliskowe**: K.bio – zawartość przyswajalnego potasu, Zn.bio – zawartość przyswajalnego cynku, Cd.bio – zawartość przyswajalnego kadmu, Pb.bio – zawartość przyswajalnego ołowiu, moisture – wilgotność, Mg – zawartość magnezu, Pb – zawartość ołowiu, Zn – zawartość cynku, P – zawartość fosforu, pH – odczyn podłoża, NT – zawartość azotu całkowitego, Corg – zawartość węgla organicznego, Phragau – *Phragmites australis*, **forma życiowa**: C – chamefity, G – geofity, H – hemikryptofity, F – fanerofity, T – terofity, **sposób zapylania**: wi – zapylanie przez wiatr, in – zapylanie przez owady, se – samozapylanie (zapylanie przez pyłek z pręcików z tej samej rośliny, ge – geitogamia (zapylanie przez pyłek z pręcików sąsiedniego kwiatu), flowbeg – początek kwitnienia, lenghtflow – długość kwitnienia, Rosette – tworzenie rozet, height – wysokość [m].

Analizy i korelacje wykonane dla modelu RLQ dla płatów zdominowanych przez trzcinę pospolitą *Phragmites australis* na trzech typach siedlisk zobrazowano na wykresach fourth-corner (Ryc. 3.1.12). Na wykresie tym wskazane są negatywne relacje między zawartością magnezu w podłożu a występowaniem gatunków będących chamefitami. Wśród korelacji pozytywnych na uwagę zasługuje relacja między zawartością całkowitą cynku w podłożu płatu a obecnością roślin jednorocznych (T) w składzie gatunkowym płatów roślinność oraz zawartością całkowitą ołowiu w podłożu płatu, a występowaniem w płacie gatunków rozmnażających się najczęściej generatywnie, rzadko wegetatywnie (Ryc. 3.1.8). Pozytywne korelacje dotyczą również odczynu podłoża, a obecnością gatunków wysokich oraz jednorocznych (annuals) (Ryc. 3.1.12).

Na wykresie fourth-corner (Ryc. 3.1.12) wykazane zostały także inne korelacje negatywne. Relacje takie dotyczą zawartości biodostępnego kadmu w podłożu badanych płatów roślinność i występowania roślin o określonym czasie końca kwitnienia, jak również między wilgotnością podłoża a występowaniem w składzie gatunków będących geofitami.

Analizę fourth-corner, przeprowadza się w celu oceny zależności pomiędzy każdą zmienną środowiskową i dwiema pierwszymi osiami RLQ oraz między cechami i osiami RLQ. Dzięki tej analizie statystycznej można wykorzystać zarówno zmienne ilościowe, jak i jakościowe. Interpretacje wyników ułatwia dodanie analiz dwuwymiarowych pokazujących powiązania między zmiennymi dwóch macierzy, R i Q. Istotność została przetestowana przy użyciu procedury permutacji.

3.2. Porównanie wysokości i biomasy osobników badanych gatunków traw

Analiza wysokości i biomasy osobników obu badanych gatunków w płatach roślinności na trzech typach podłoża wykazała różnice dla obydwu badanych cech analizowanych gatunków, zależnie od typu siedliska.

3.2.1. Porównanie wysokości i biomasy osobników - trzcinnika piaskowego

Analiza wysokości osobników *C. epigejos* w płatach roślinności na trzech typach podłoża wykazała, że ich średnie wartości nie różnią się znacząco (Tab. 3.2.1).

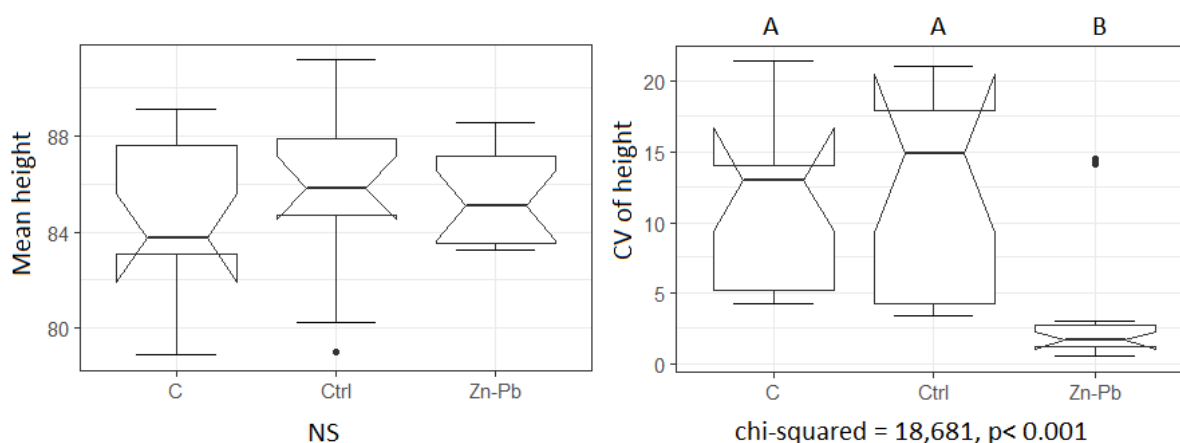
W płatach roślinności porastających zwały skały płonnej najwyższy osobnik osiągnął wysokość 97,2 cm a najniższy 44,3 cm. W płatach z roślinności z dominacją trzcinnika

piaskowego na zwałach cynku i ołowiu wartości były zbliżone: najwyższy osobnik osiągał 91,9 cm a najniższy 50,5 cm. Na terenach nie będących terenami przemysłowymi odnotowano, że wysokość najwyższego osobnika wynosiła 99,7 cm a najniższego 43,1 cm (Tab. 3.2.1).

Tab. 3.2.1. Zestawienie pomiarów wysokości osobników *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia [cm]	Max. [cm]	Min. [cm]
Zwały skały płonnej	84,86	97,2	44,3
Zwały cynkowo-ołowiowe	85,38	91,9	50,5
Tereny nieprzemysłowe	85,67	99,7	43,1

Porównano wysokości osobników trzcinnika piaskowego w płatach roślinności na trzech typach siedlisk przeprowadzono, wykorzystując średnie wartości wysokości oraz współczynnika zmienności wysokości² osobników *C. epigejos*.



Ryc. 3.2.1. Porównanie średniej i współczynnika zmienności (CV) wysokości osobników *C. epigejos* między na trzech typach siedlisk (różne litery – A, B, pokazują istotne różnice p < 0,05 - test Kruskala-Wallisa i *post-hoc* Conovera).

Objaśnienie skrótów: CTRL - kontrola, C - hałdy węglowe, Zn-Pb - hałdy po hutnictwie cynku-ołowiu.

Przeprowadzone wcześniej porównania nie wykazały istotnych statystycznie różnic między wysokością osobników trzcinnika piaskowego. Natomiast porównanie wysokości

² Współczynnik zmienności (CV) to klasyczna miara zróżnicowania rozkładu cechy. W odróżnieniu od odchylenia standardowego, które określa bezwzględne zróżnicowanie cechy, współczynnik zmienności jest miarą *względna*, czyli zależną od wielkości średniej arytmetycznej.

osobników przeprowadzone z wykorzystaniem współczynnika zmienności, miary względnej, zależnej od wielkości średniej arytmetycznej, wskazało na istotne statystycznie różnice w wysokości między osobnikami trzcinnika piaskowego porastającego trzy badane typy siedlisk. Wysokość osobników trzcinnika piaskowego *Calamagrostis. epigejos* na hałdach po hutnictwie cynku-ołowiu, była istotnie statystycznie mniejsza od osobników występujących w płatach roślinności zdominowanych przez trzcinnika piaskowego na dwóch pozostałych typach siedlisk (siedliska nieprzemysłowe i hałd węglowych).

Analiza korelacji Spearman'a (Ryc 3.2.3) wykazała, że wysokość osobników *Calamagrostis epigejos* jest słabo skorelowana pozytywnie z ilością świeżej biomasy tego gatunku dominującego oraz z wilgotnością rzeczywistą (moisture weight) podłoża oraz z wartością własną drugiej osi DCA2 (rozumianą, jako wtórna miara głównego gradientu warunków siedliskowych podłoża w analizowanych poletkach). Jak wynika z Ryciny 3.2.3, wysokość osobników trzcinnika piaskowego jest negatywnie skorelowana z różnorodnością gatunkową (S) analizowanych płatów roślinności identyfikowaną, jako liczba gatunków w płacie oraz z Functional Richness (FRic) i wartością wskaźnika bogactwa cech funkcjonalnych i bardzo słabo z wartością wskaźnika rozbieżności cech funkcjonalnych (FDiv - functional divergence). Przeprowadzone analizy wykazują również, że wysokość osobników *Calamagrostis epigejos* jest słabo negatywnie skorelowana z pokryciem warstwy mszaków (coverD) i pokryciem warstwy zielnej (coverC).

Natomiast współczynnik zmienności (CV) wysokości osobników *Calamagrostis epigejos* jest podobnie jak wysokość bezwzględna skorelowany pozytywnie z ilością świeżej biomasy tego gatunku dominującego oraz pojemnością wodną (WHC) (moisture) podłoża. Jest też silnie pozytywnie skorelowany z pokryciem warstwy zielnej (coverC) i słabo pozytywnie skorelowany z wartością wskaźnika funkcjonalnej równomierności (FEve). Wartość współczynnika zmienności (CV) wysokości osobników *Calamagrostis epigejos* jest negatywnie skorelowana z wartością własną drugiej osi DCA2 (rozumianą, jako wtórna miara głównego gradientu warunków siedliskowych podłoża w analizowanych poletkach) oraz parametrem podłoża, określanego jako „moistureweight”. Słabą negatywną korelację wykazano również dla odczynem podłoża (pH) i współczynnika zmienności (CV) wysokości osobników *Calamagrostis epigejos*.

Kolejnym bardzo ważnym parametrem wskazującym na kondycję osobników i populacji występujących w płatach roślinności zdominowanych przez badane gatunki traw jest biomasa.

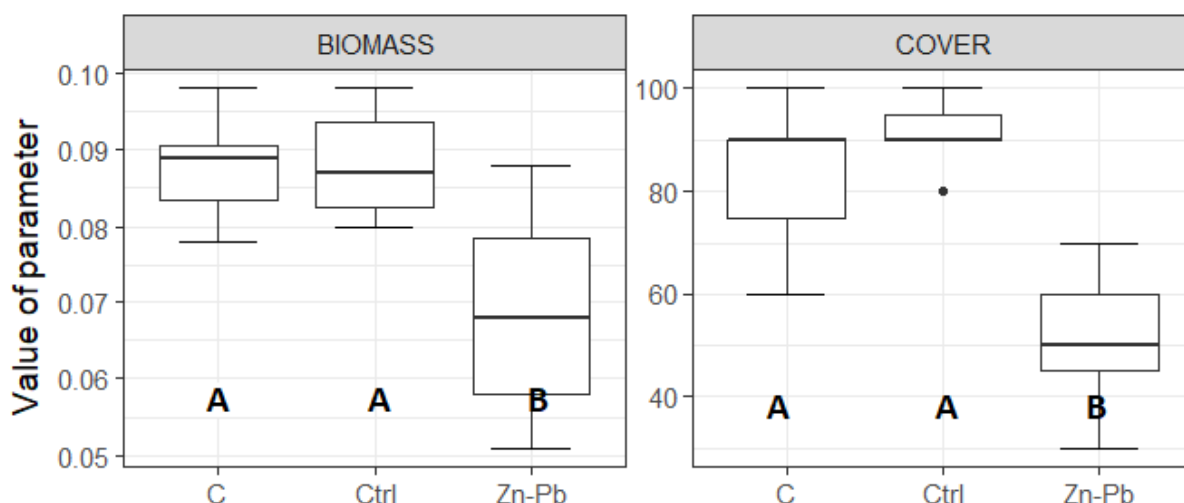
W wyniku porównania biomasy osobników *C. epigejos* w badanych płatach roślinności na trzech typach podłoża stwierdzono, że średnie wartości biomasy różnią się i najwyższa wartość wynosi 0,088 dla osobników porastających tereny nieprzemysłowe, a najniższa osiągnęła wartość 0,069 dla osobników ze zwałów cynkowo-ołowiowych.

W płatach roślinności porastających zwały skały płonnej najwyższa wartość zmierzonej biomasy wyniosła 0,098, a najniższa 0,078. Natomiast dla zwałów cynkowo-ołowiowych najwyższa wartość biomasy osobników *C. epigejos* wynosiła 0,088, a najniższa 0,051. Biomasa osobników trzcinnika występujących w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos*, a porastających tereny nieprzemysłowych, wynoszą odpowiednio 0,098 najwyższa i 0,080 najniższa wartości (Tab. 3.2.2).

Tab. 3.2.2. Zestawienie pomiarów biomasy osobników *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	0,087	0,098	0,078
Zwały cynkowo-ołowiowe	0,069	0,088	0,051
Tereny nie przemysłowe	0,088	0,098	0,080

Zestawienie dotyczące wartości pokrycia gatunku dominującego *C. epigejos*, jakie obserwowano w badanych płatach roślinności z danymi pozyskanymi z pomiarów biomasy, wykazały istotne statystycznie różnice. Zarówno pokrycie jak biomasa osobników trzcinnika piaskowego, występujących w płatach roślinności, zdominowanych przez *C. epigejos* na siedlisku hałdy po hutnictwie cynku-ołowiu, były istotnie statystycznie niższe, niż w płatach porastających spontanicznie dwa pozostałe typy siedlisk (Ryc. 3.2.2).



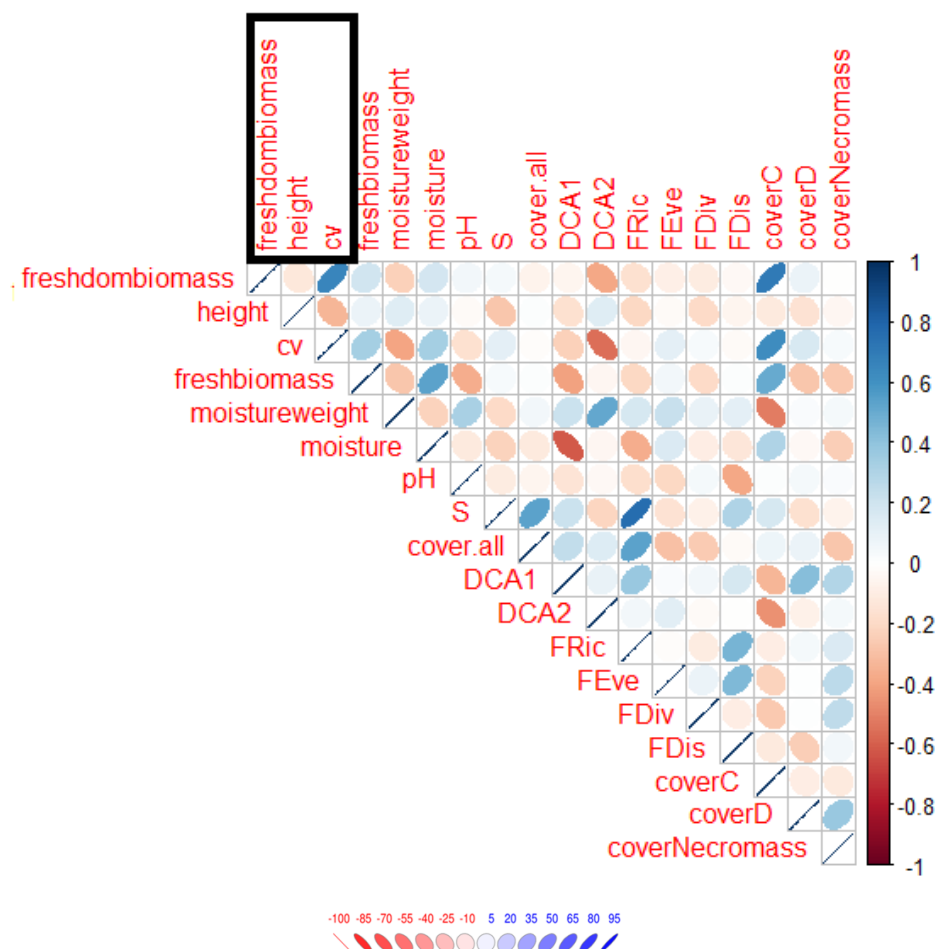
Ryc. 3.2.2. Porównanie pokrycia i biomasy *C. epigejos* między badanymi typami siedlisk. (Test Kruskala-Wallisa i post-hoc Conovera; różne litery – A, B, oznaczają istotność różnic na poziomie $p < 0,05$).

Objaśnienie skrótów: CTRL - kontrola, C - hałdy węglowe, Zn-Pb - hałdy po hutnictwie cynku-ołowiu.

Porównanie danych dotyczących biomasy osobników trzcinika piaskowego, ich średniej wysokości oraz współczynnika zmienności wysokości *C. epigejos*, a charakterystykami parametrów podłoża, bogactwem gatunkowym, wartościami własnymi osi DCA i różnorodnością funkcjonalną oraz strukturą zbiorowiska wykazało, że stwierdzone istotne statystycznie różnice mogą być związane z określonymi abiotycznymi i biotycznymi parametrami badanych siedlisk (Ryc. 3.2.3).

Dla *Calamagrostis epigejos* wykazano, że ilość świeżej biomasy tego gatunku dominującego skorelowana jest pozytywnie z wilgotnością (ale negatywnie, z podobną siłą z moistureweight) i pokryciem warstwy zielnej (coverC). Jak wynika z Ryciny 3.2.3, świeża biomasa tego gatunku jest również słabo skorelowana z funkcjonalną równomiernością (FEve) i różnorodnością gatunkową (S) płatu roślinności identyfikowaną, jako liczba gatunków w płacie oraz z rozproszeniem cech funkcjonalnych w płacie (FDis – Functional Dispersion). Z ryciny 3.2.3 wynika również, że ilość świeżej biomasy gatunku dominującego jest negatywnie skorelowana z odczynem podłoża (pH), wartością własną pierwszej osi DCA1 (rozumianą, jako miara głównego gradientu warunków siedliskowych podłoża w analizowanych poletkach). Wykazano ponadto negatywną korelację ilości świeżej biomasy *C. epigejos* z ilością nekromasy (coverNecromass) oraz z pokryciem warstwy mszaków (coverD). Ilość świeżej biomasy gatunku dominującego jest także słabo negatywnie

skorelowana z wartością wskaźnika FRic (Functional Richness - bogactwo cech funkcjonalnych i FDiv (functional divergence - rozbieżność cech funkcjonalnych).



Skala przedstawia korelację - zabarwiona od czerwonej (korelacja ujemna) do niebieskiej (korelacja pozytywna); bardziej rozproszona (szersza) elipsa będzie cechowała niższe wartości korelacji; nachylenie „pastylki” informuje, czy korelacja jest pozytywna czy negatywna, a grubość i kolor o sile związku.

Ryc. 3.2.3. Relacja między biomasą, średnią wysokością oraz współczynnikiem zmienności wysokości *C. epigejos*, a wybranymi charakterystykami podłoża: bogactwem gatunkowym, osiami DCA i różnorodnością funkcjonalną oraz strukturą zbiorowiska. W macierzy korelacji Spearman’a wartości równe lub większe niż bezwzględna wartość 0,4 jest istotna statystycznie $p < 0,05$.

Objaśnienie skrótów: freshdombiomass – świeża biomasa gatunku dominującego; hight – wysokość; cv – współczynnik zmienności wysokości; freshbiomass - świeża biomasa gatunków współwystępujących z dominatem; moistureweight – wilgotność rzeczywista; moisture - pojemność wodna (WHC Water Hold Capacity); pH – odczyn podłoża; S – liczba gatunków w płacie; cover.all – całkowite pokrycie roślin zielnych; DCA1 - wartość własna pierwszej osi 1 - miara głównego gradientów warunków siedliskowych podłoża analizowanych poletek; DCA2 - wartość własna pierwszej osi 2 - miara drugiego gradientu warunków siedliskowych podłoża analizowanych poletek; FRic – bogactwo cech funkcjonalnych (Functional Richness); FEve – funkcjonalna równomierność; FDiv rozbieżność cech funkcjonalnych (Functional divergence); FDis – rozproszenie cech funkcjonalnych (Functional Dispersion); coverC - pokrycie warstwy zielnej; coverD - pokrycie warstwy mszystej; coverNecromass - pokrycie nekromasy, mierzonej jako procent powierzchni pokryty przez martwe części organiczne.

3.2.2. Porównanie wysokości i biomasy osobników trzciny pospolitej

W efekcie porównania wysokości osobników *P. australis* w płatach roślinności na trzech badanych typach podłoża zaobserwowano, że średnie wartości wysokości różnią się nieznacznie. Najwyższą średnią dla wysokości osobników stwierdzono na terenach nieprzemysłowych i wynosiła ona 1,82 m, a najniższa na zwałach skały płonnej – 1,67 m (Tab. 3.2.3).

Na zwałach skały płonnej najwyższy zmierzony osobnik osiągnął wysokość 1,83 m, a najniższy 1,3 m. W płatach roślinności występujących na zwałach cynku i ołowiu odnotowano, iż najwyższy osobnik dorastał 1,98 m, a najniższy 1,32 m wysokości. Pomiarów wykonane dla roślinności porastającej tereny nieprzemysłowe wskazały, że najwyższy osobnik mierzył 1,99 m, a najniższy osobnik 1,53 m (Tab. 3.2.3).

Tab. 3.2.3. Zestawienie pomiarów wysokości osobników *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

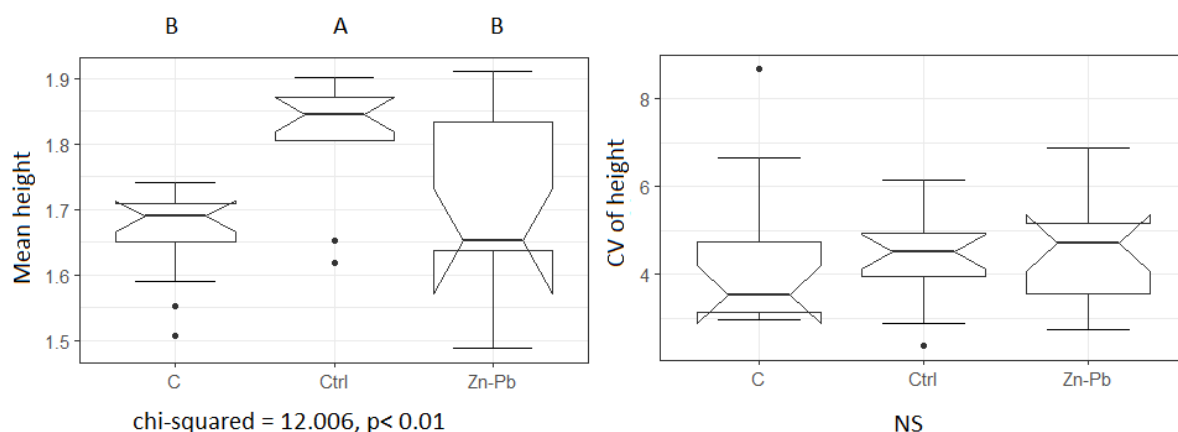
Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	1,67	1,83	1,3
Zwały cynkowo-ołowiowe	1,72	1,98	1,32
Tereny nie przemysłowe	1,82	1,99	1,53

Porównanie wysokości osobników trzciny pospolitej w płatach roślinności na trzech typach siedlisk, przeprowadzono podobnie jak w przypadku trzcinnika piaskowego, wykorzystano średnie wartości wysokości oraz współczynnika zmienności wysokości osobników *Phragmites australis*.

Wysokość osobników trzciny pospolitej *Phragmites australis* była istotnie statystycznie większa na siedliskach kontrolnych (nieprzemysłowych) w porównaniu z osobnikami występującymi w płatach roślinności zdominowanych przez trzinę pospolitą na siedliskach hałd węglowych i hałdach po hutnictwie cynku-ołowiu (Ryc. 3.2.4).

Przedstawione na Ryc. 3.2.5 zestawienie danych dotyczących biomasy osobników trzciny pospolitej, średniej wysokości tych osobników oraz współczynnika zmienności wysokości *P. australis* i wartości parametrów podłoża, bogactwa gatunkowego, wartości własnych osi DCA i różnorodności funkcjonalnej oraz struktury zbiorowiska dowiodło, że istotne statystycznie różnice mogą być związane z określonymi abiotycznymi i biotycznymi parametrami badanych siedlisk (Ryc. 3.2.5).

Analiza korelacji Spearman'a wykazała, że w płatach roślinności zdominowanych przez *Phragmites australis* świeża biomasa gatunku dominującego jest słabo pozytywnie skorelowana (Ryc. 3.2.5) z wysokością oraz słabo negatywnie skorelowana z różnorodnością gatunkową (S) analizowanych płatów roślinności identyfikowaną, jako liczba gatunków w płacie i FRic - Functional Richness – wartością wskaźnika bogactwa cech funkcjonalnych. Rycina 3.2.5 wskazuje na słabą negatywną korelację, istotną statystycznie ($p < 0,05$), świeżej biomasy gatunku dominującego z wartością własną pierwszej osi DCA1 rozumianą, jako miara głównego gradientu warunków siedliskowych podłoża analizowanych poletek i FDis - Functional Dispersion- rozproszeniem cech funkcjonalnych. Uzyskane wyniki wskazują na silną negatywną korelację wysokości badanych osobników z FRic (Functional Richness) oraz słabsze negatywne korelacje z S (różnorodność gatunkowa analizowanych płatów) oraz ze współczynnikiem zmienności (cv). Na ryc. 3.2.5 stwierdzono, że wysokość osobników *Phragmites australis* jest pozytywnie silnie skorelowana ze świeżą biomasą i z wartością własną drugiej osi DCA2 określającej miarę głównego gradientu warunków siedliskowych podłoża analizowanych poletek. Nieco słabszą pozytywną korelację stwierdzono dla wysokość i pokryciem warstwy zielnej - coverC.



Ryc. 3.2.4. Porównanie średniej i współczynnika zmienności (CV) wysokości osobników *P. australis* między dwoma typami hałd i kontrolą (różne litery pokazują istotne różnice $p < 0,05$ - test Kruskala-Wallisa i *post-hoc* Conovera).

Objaśnienie skrótów: CTRL- kontrola (teren nieprzemysłowy), C- hałdy węglowe, Zn-Pb - hałdy po hutnictwie cynku-ołowiu.

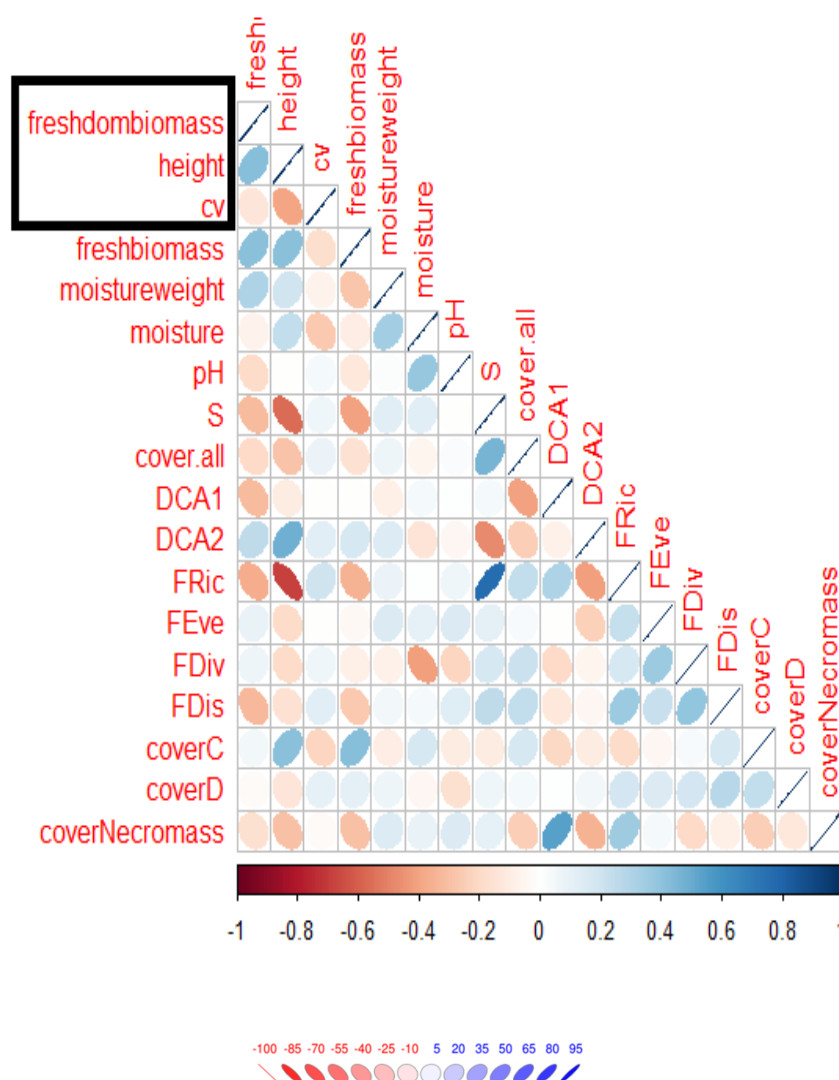
Dlatego porównanie biomasy osobników *P. australis* na trzech badanych typach podłoża, jest bardzo ważnym parametrem informującym o kondycji osobników i populacji występujących w różnych warunkach siedliska.

Uzyskane wyniki pomiarów biomasy dla osobników *P. australis* w płatach roślinności na trzech badanych typach siedlisk wskazują na różnice średnich wartości biomasy. Dla osobników porastających zwały po hutnictwie cynku-ołowiu oraz tereny nieprzemysłowe (kontrola), średnia ilość biomasy osiągnęła najwyższą wartość – 0,47, a dla osobników występujących na zwałach skały płonnej wynosiła jedynie 0,26 (Tab. 3.2.4).

Tab. 3.2.4. Zestawienie pomiarów biomasy osobników *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Typ siedliska	Średnia	Max	Min
Zwały skały płonnej	0,26	0,54	0,11
Zwały cynkowo-ołowiowe	0,47	0,64	0,26
Tereny nie przemysłowe	0,47	0,67	0,08

Najwyższe wartości biomasy spośród wszystkich badanych osobników *P. australis* porastających zwały skały płonnej wyniosły 0,54 a najniższe 0,11. W płatach roślinności porastających zwały po hutnictwie cynku-ołowiu najwyższa ilość biomasy wynosiła 0,64, a najniższa 0,26. Na terenach nieprzemysłowych odnotowano najwyższą wartość biomasy, która wyniosła 0,68 oraz najniższą - 0,09 (Tab. 3.2.4).

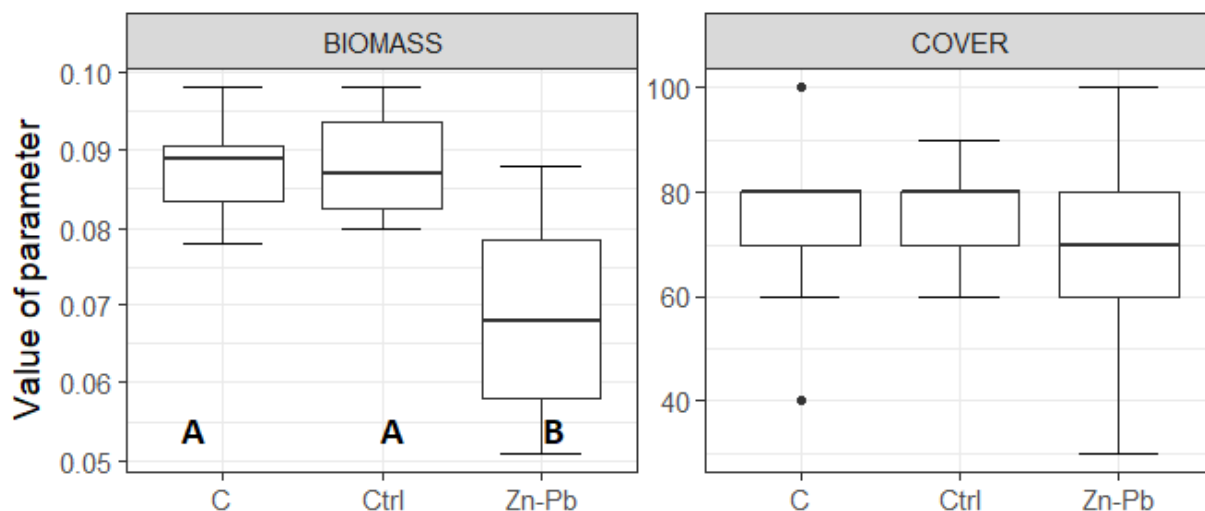


Skala przedstawia korelację - zabarwiona od czerwonej (korelacja ujemna) do niebieskiej (korelacja pozytywna); bardziej rozproszona (szersza) elipsa będzie cechowała niższe wartości korelacji; nachylenie „pastylki” mówi czy korelacja jest pozytywna czy negatywna, a grubość i kolor o sile związku.

Ryc. 3.2.5. Macierz korelacji Spearman’a między świeżą biomasą, średnią wysokością oraz współczynnikiem zmienności wysokości *P. australis* a wybranymi charakterystykami podłoża, bogactwem gatunkowym, osiami DCA i różnorodnością funkcjonalną oraz strukturą zbiorowiska. Wartości równe lub większe niż bezwzględna wartość 0,4 jest istotna statystycznie $p < 0,05$.

Objaśnienie skrótów: freshdombiomass – świeża biomasa gatunku dominującego; hight – wysokość; cv – współczynnik zmienności wysokości; freshbiomass - świeża biomasa gatunków współwystępujących z dominatem; moistureweight – wilgotność rzeczywista; moisture - pojemność wodna (WHC Water Hold Capacity); pH – odczyn podłoża; S – liczba gatunków w płacie; cover.all – całkowite pokrycie roślin zielnych; DCA1 - wartość własna pierwszej osi 1 - miara głównego gradientów warunków siedliskowych podłoża analizowanych poletek; DCA2 - wartość własna pierwszej osi 2 - miara drugiego gradientu warunków siedliskowych podłoża analizowanych poletek; FRic – bogactwo cech funkcjonalnych (Functional Richness); FEve – funkcjonalna równomierność; FDiv rozbieżność cech funkcjonalnych (Functional divergence); FDis – rozproszenie cech funkcjonalnych (Functional Dispersion); coverC - pokrycie warstwy zielnej; coverD - pokrycie warstwy mszystej; coverNecromass - pokrycie nekromasy, mierzonej jako procent powierzchni pokryty przez martwe części organiczne.

Zestawienie danych dotyczących wartości pokrycia gatunku dominującego *P. australis*, jakie odnotowano w płatach roślinności z danymi pozyskanymi z pomiarów biomasy trzciny pospolitej, wykazały istotne statystycznie różnice (Ryc. 3.2.6.).



Ryc. 3.2.6. Porównanie pokrycia i biomasy *P. australis* między typami siedlisk. (Test Kruskala-Wallisa i post-hoc Conovera, różne litery oznaczają istotność różnic na poziomie $p < 0,05$; CTRL- kontrola, C- hałdy węglowe, Zn-Pb - hałdy cynkowo-ołowiowe).

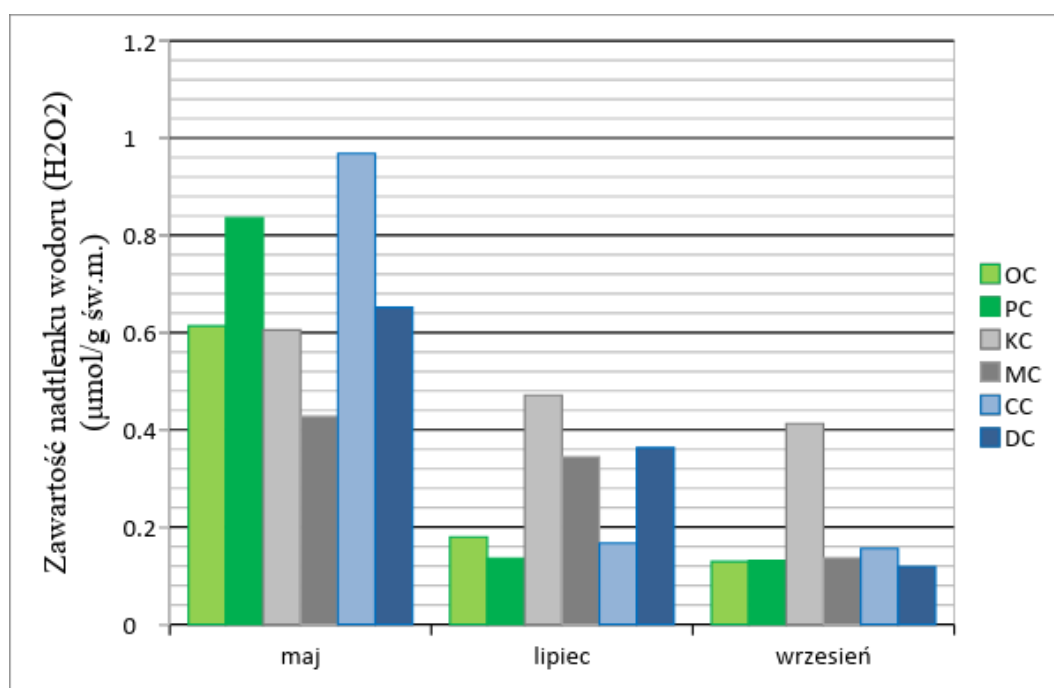
Biomasa osobników trzciny pospolitej występujących w płatach roślinności zdominowanych przez ten gatunek trawy, na siedlisku hałdy po hutnictwie cynku-ołowiu, były istotnie statystycznie niższe, niż w płatach porających spontanicznie dwa pozostałe typy siedlisk (Ryc. 3.2.6). Natomiast analiza danych przeprowadzona dla danych pokrycia gatunku dominującego *P. australis* nie wykazała różnic istotnych statystycznie.

3.3. Porównanie parametrów fizjologicznych osobników występujących w płatach roślinności na trzech typach badanych siedlisk

Osobniki badanych gatunków były analizowane ze względu na takie parametry fizjologiczne jak: obecność H_2O_2 oraz MDA, zawartość chlorofilu i intensywności przebiegu fotosyntezy zależne od warunków siedliska, w jakim badane osobniki występują.

3.3.1. Porównanie zawartości H_2O_2 u osobników badanych gatunków

Ilość H_2O_2 , stwierdzona w kolejnych trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego u osobników trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos* porastających trzy typy badanych siedlisk przedstawiono na wykresie (Ryc. 3.3.1).



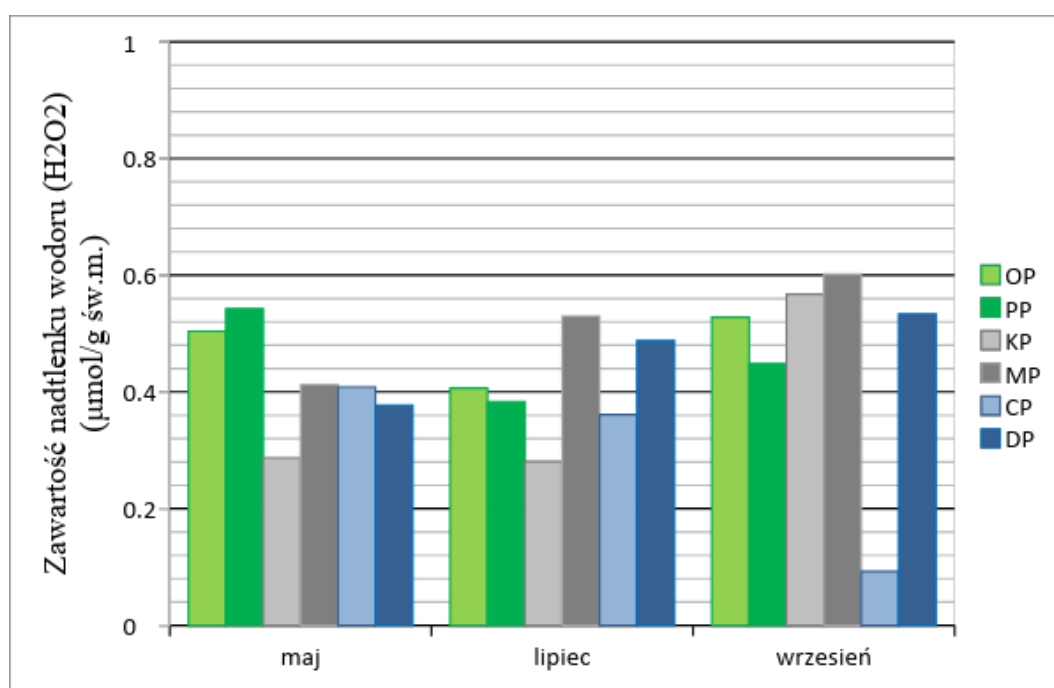
Ryc. 3.3.1. Zawartość H_2O_2 w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) porastających trzy typy siedlisk w trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego.

Objaśnienie skrótów: KC – Kostuchna, MC – Mysłówice, CC – Chropaczów, DC – Dołki, OC - Ochojec, PC – Piotrowice.

Zawartość H_2O_2 dla trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) była najwyższa w maju na wszystkich typach badanych terenów, w tym również dla terenów referencyjnych (nieprzemysłowe). Odnotowano jednak różnice w obrębie danego typu terenu. Wyższe zawartości nadtlenu wodoru wystąpiły w populacji PC (teren referencyjny), KC (hałda węglowa) i CC (hałda cynkowa). Warto odnotować, że najwyższą zawartość nadtlenu wodoru oznaczono u osobników trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) reprezentujących populację porastającą zwał po eksploatacji cynku i ołowiu w Chropaczowie (CC). Najniższe zawartości H_2O_2 odnotowano we wrześniu i nie przekroczyły $0,16 \mu\text{mol/g}$ św.m. Wyjątek stanowią osobniki trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) reprezentujące populację porastającą zwał KC, w których zawartość H_2O_2 wyniosła $0,41$

$\mu\text{mol/g}$ św.m.. W lipcu najniższą zawartość H_2O_2 zaobserwowano dla osobników trzcinnika piaskowego reprezentujących populacje referencyjne OC i PC oraz u osobników trzcinnika piaskowego reprezentujących populacje z hałdy cynkowej w Chropaczowie (CC). Najwyższą zawartość H_2O_2 odnotowano dla populacji z hałdy węglowych w Kostuchnie (KC) i Mysłowicach (MC) oraz hałdy cynkowej Dołki (DC).

Ilość H_2O_2 w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Phragmites australis*), stwierdzonego w kolejnych trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego i przedstawiono na wykresie (Ryc. 3.3.2).



Ryc. 3.3.2. Zawartość H_2O_2 w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Phragmites australis*) porastających trzy typy siedlisk w trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego.

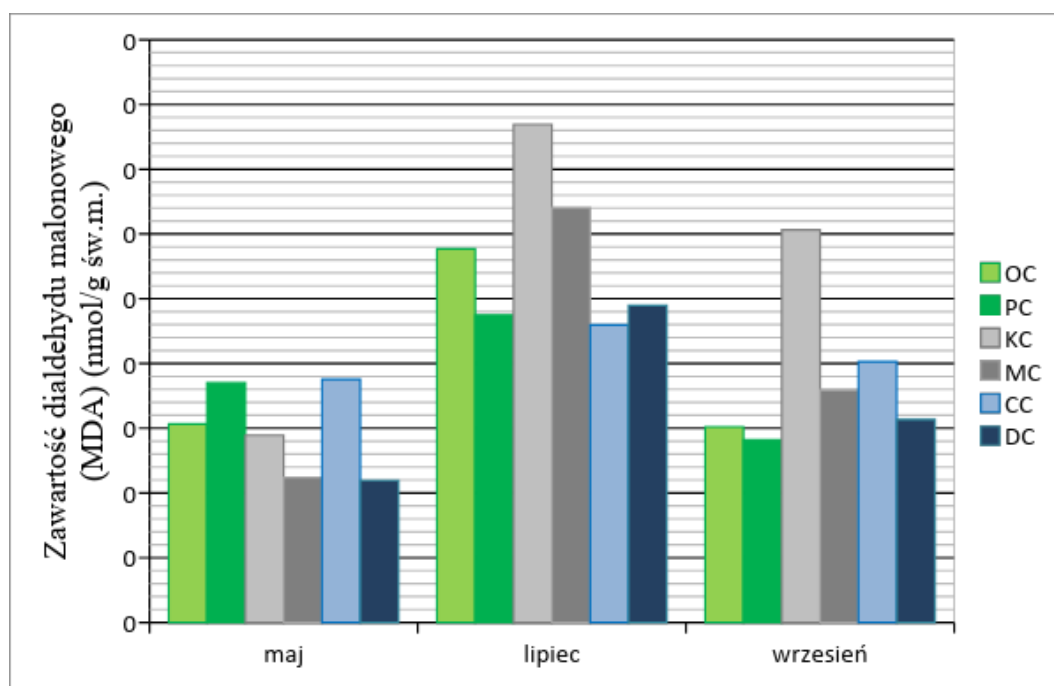
Objaśnienie skrótów: KP – Kostuchna, MP – Mysłowice, CP – Chropaczów, DP – Dołki OP - Ochojec PP – Piotrowice.

Zawartość H_2O_2 dla trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) jest na średnim i bardzo zbliżonym poziomie w całym sezonie pomiarowym. W maju jednak zawartość nadtlenku wodoru dla populacji z terenów referencyjnych (OP i PP) jest najwyższa i wynosi $0,5 \mu\text{mol/g}$ św.m. dla populacji OP i $0,54 \mu\text{mol/g}$ św.m. dla populacji PP. Najniższą zawartość H_2O_2 wystąpiła w populacji z hałdy węglowej KP i wynosi $0,29 \mu\text{mol/g}$ św.m. Najwyższe zawartości nadtlenku wodoru oznaczono dla populacji zbadanych we wrześniu. Wyjątkiem jest populacja z hałdy cynkowej w Chropaczowie (CP), dla której odnotowano najniższą

zawartość H_2O_2 wynoszącą poniżej 0,1 $\mu\text{mol/g}$ św.m. Populacje badane w lipcu miały zróżnicowaną zawartość H_2O_2 . Najwyższą zawartość nadtlenu wodoru zaobserwowano dla populacji MP (hałda węglowa) oraz DP (hałda cynkowa), a najniższą dla populacji KP (hałda węglowa).

3.3.2. Porównanie zawartości MDA u osobników badanych gatunków

Ilość MDA, stwierdzonego w kolejnych trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego u osobników trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos* porastających trzy typy siedlisk przedstawiono na wykresie (Ryc. 3.3.3.).



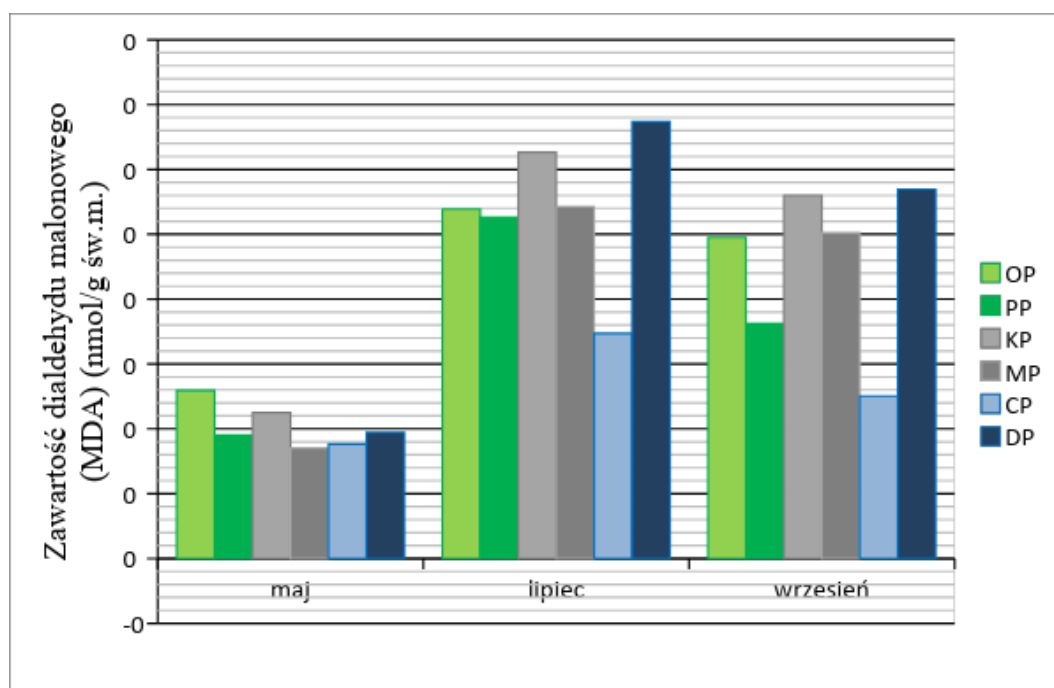
Ryc. 3.3.3. Zawartość MDA w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) porastających trzy typy siedlisk w trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego.

Objaśnienie skrótów: KC – Kostuchna, MC – Mysłowice, CC – Chropaczów, DC – Dołki, OC – Ochojec, PC – Piotrowice.

Zawartość MDA dla trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) jest najwyższa w lipcu dla wszystkich typów terenu. Pomiary wykonane na osobnikach reprezentujących populacje porastające hałdy węglowe w Kostuchnie (KC) oraz Mysłowicach (MC) wskazują na to, że cechują się one najwyższymi wartościami zawartości MDA. We wrześniu zaobserwowano najwyższą zawartość MDA u osobników porastających dla hałdę węglową w Kostuchnie (KC). Zawartość MDA u osobników porastających pozostałe typy siedlisk były

bardzo zbliżone pod względem zawartości MDA, która nie przekroczyła 0,00002 nmol/g św.m. Warto odnotować, że najniższe zawartość MDA zmierzono u osobników reprezentujących populację MC oraz DC w maju.

Ilość MDA w osobnikach trzciny pospolitej (*Phragmites australis*), określona w kolejnych trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego została przedstawiono na wykresie (Ryc. 3.3.4.).



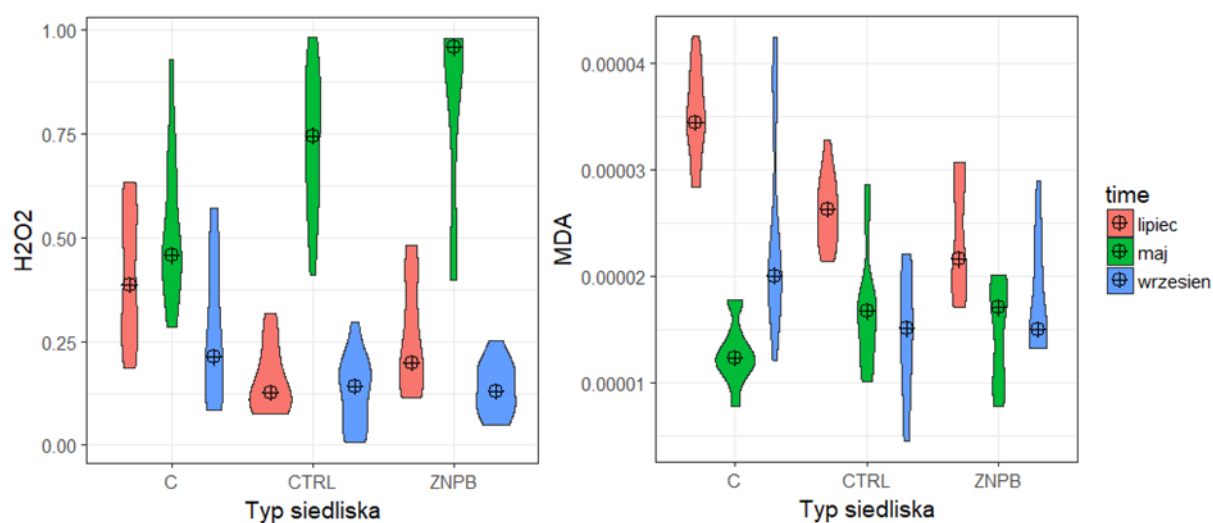
Ryc. 3.3.4. Zawartość MDA w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Phragmites australis*) porastających trzy typy siedlisk w trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego.

Objaśnienie skrótów: KC – Kostuchna, MC – Mysłówice, CC – Chropaczów, DC – Dołki, OC – Ochojec, PC – Piotrowice.

Zawartość MDA dla trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) jest najniższa dla pomiarów przeprowadzonych w maju ($< 0,000013$ nmol/g św.m.). Uzyskane wartości są bardzo zbliżone na wszystkich typach terenów badawczych. Najwyższe wartości MDA oznaczono dla populacji pochodzących z hałdy cynkowej Dołki (DC) oraz hałdy węglowej w Kostuchnie (KC) zarówno w lipcu jak i we wrześniu. Najniższe wartości MDA w lipcu oraz we wrześniu zanotowano dla prób z hałdy cynkowej w Chropaczowie (CC).

W celu sprawdzenia istotności statystycznej dla zawartości nadtlenu wodoru (H_2O_2) i dialdehydu malonowego (MDA) w liściach dwóch badanych gatunków: *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis*, wykonano analizę statystyczną przy użyciu Testu Friedmana.

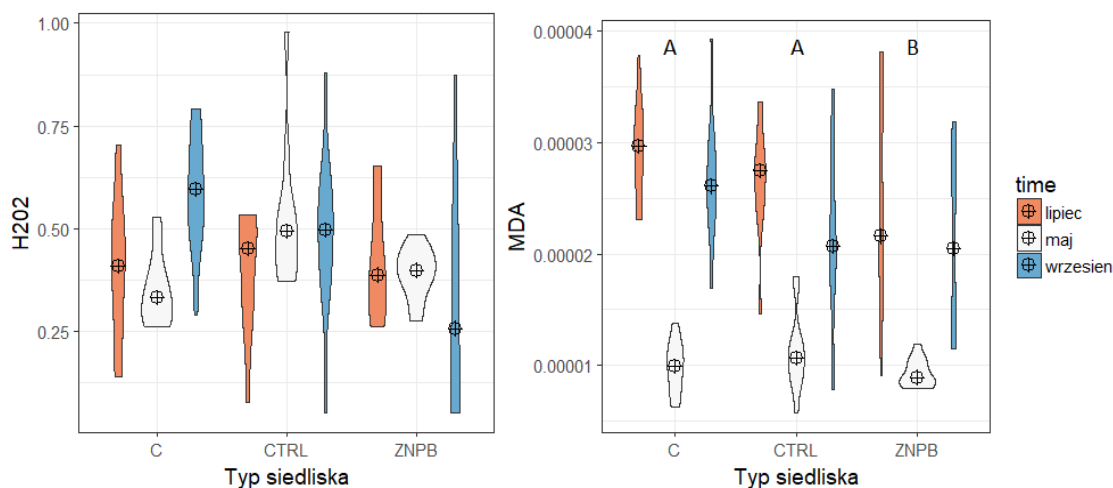
Na podstawie wykresów (Ryc. 3.3.5.) można stwierdzić brak istotnych statystycznie różnic w zawartości H_2O_2 i MDA u trzcinnika piaskowego porastającego trzy analizowane typy siedlisk w aspekcie dynamicznym uwzględniającym pomiary wykonane trzy razy w sezonie wegetacyjnym co dwa miesiące.



Ryc. 3.3.5. Porównanie zawartości H_2O_2 i MDA u *Calamagrostis epigejos* między trzema typami siedlisk w czasie (istotność na poziomie $p=0,373$ dla H_2O_2 i $p=0,779$ dla MDA - test Friedmana).

Objaśnienie skrótów: CTRL - kontrola, C - hałdy węglowe, Zn-Pb - hałdy po hutnictwie cynku-ołowiu.

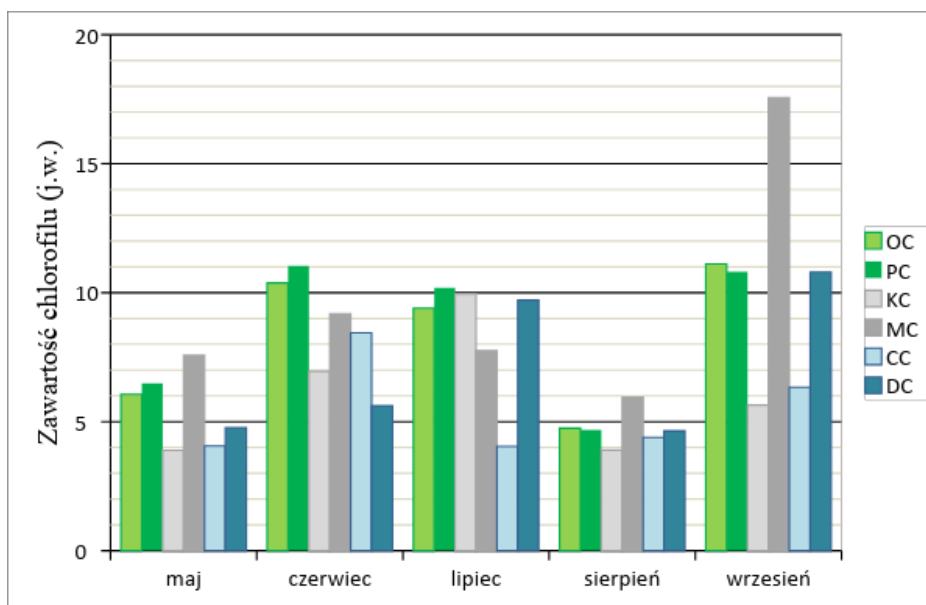
Przeprowadzona analiza statystyczna wykazała, że różnice zawartości MDA u osobników *Phragmites australis* porastających trzy typy siedlisk są istotne statystycznie. W wyniku analizy wykresu (Ryc. 3.3.6.) dla H_2O_2 wykazano brak istotnych statystycznie różnic w zawartości H_2O_2 u trzciny pospolitej pomiędzy terenami kontrolnymi (nieprzemysłowymi), zwalami węglowymi oraz cynkowo-ołowowymi.



Ryc. 3.3.6. Porównanie zawartości H_2O_2 i MDA u *Phragmites australis* między trzema typami siedlisk w czasie (różne litery – A, B, pokazują istotne różnice $p < 0,01$ - test Friedmana i *post-hoc* Conovera).
Objaśnienie skrótów: CTRL - kontrola, C - hałdy węglowe, Zn-Pb - hałdy po hutnictwie cynku-ołowiu.

3.3.3. Porównanie zawartości chlorofilu u osobników badanych gatunków

Ilość chlorofilu w liściach, stwierdzonego w kolejnych pięciu miesiącach sezonu wegetacyjnego u osobników *Calamagrostis epigejos* porastających trzy typy siedlisk przedstawiono na wykresie (Ryc. 3.3.7.).



Ryc. 3.3.7. Zawartości chlorofilu (j.w.) u osobników *Calamagrostis epigejos* porastających trzy typy siedlisk w kolejnych pięciu miesiącach.

Objaśnienie skrótów: KC – Kostuchna, MC – Mysłówice, CC – Chropaczów, DC – Dołki, OC – Ochojec, PC – Piotrowice.

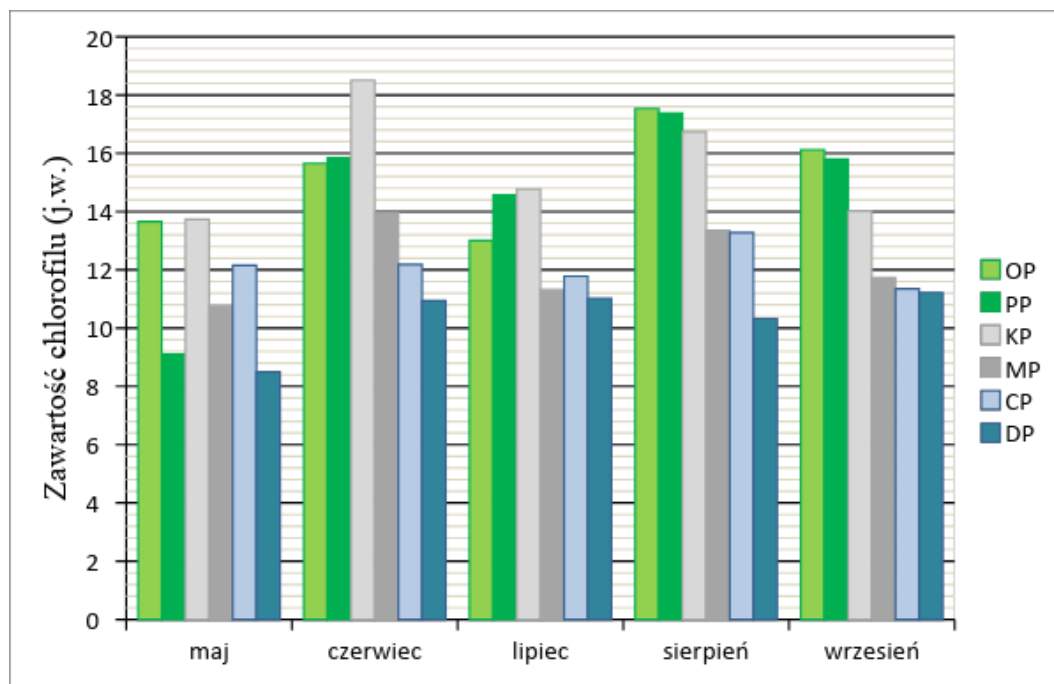
Zawartość chlorofilu u badanych osobników trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) różni się w poszczególnych miesiącach sezonu wegetacyjnego. Najniższe wartości dla wszystkich stanowisk odnotowano w maju i w sierpniu, a w przypadku pomiarów dokonanych na osobnikach porastających hałdę cynkową w Chropaczowie, również w lipcu. Najwyższe wartości zaobserwowano w populacji pochodzącej z Mysłowic we wrześniu. We wrześniu nastąpił również znaczny wzrost zawartości chlorofilu na stanowisku w Dołkach. Populacje referencyjne, siedliska nie przemysłowych, cechowały bardzo zbliżone wartości zawartości chlorofilu w danym miesiącu, ale różniły się one między poszczególnymi miesiącami. Natomiast zawartości chlorofilu w liściach osobników porastających dwa stanowiska powęglowe (KC i MC) i pocynkowe (CC Chropaczowie i DC) zaobserwowano znaczne różnice między stanowiskami i między miesiącami, w zmierzonej zawartości chlorofilu.

W maju najniższa zawartość chlorofilu wystąpiła w populacji pochodzącej z hałdy węglowej – Kostuchna (KC) i wyniosła 3,89 (j.w.), a najwyższa zawartość odnotowana została dla populacji z hałdy węglowej – Mysłowice (MC) i wyniosła 7,56 (j.w.). Zawartość chlorofilu na obydwu hałdach cynkowych była zbliżona i wyniosła 4,05 (j.w.) dla prób z Chropaczowa oraz 4,76 (j.w.) dla prób z Dołków. W populacjach referencyjnych zawartość chlorofilu w maju była również zbliżona lecz wyższa niż na hałdach cynkowych i wyniosła odpowiednio 6,06 (j.w.) dla Ochojca i 6,49 (j.w.) dla Piotrowic. W czerwcu najniższą zawartość chlorofilu odnotowano dla prób z hałdy cynkowej Dołki (5,62) a najwyższe wartości dla prób z terenów referencyjnych, odpowiednio dla Ochojca 10,37 a dla Piotrowic 11,03. Próby z dwóch hałd węglowych cechowały się dużym zróżnicowaniem zawartości chlorofilu. Populacje z Kostuchny zawierają 6,94 (j.w.) chlorofilu a z Mysłowic 9,19 (j.w.). Na hałdzie cynkowej w Chropaczowie zawartość chlorofilu wynosi 8,44. W lipcu zawartość chlorofilu była wysoka i bardzo zbliżona zarówno dla populacji referencyjnych, 9,40 – Ochojec, 10,19 – Piotrowice, jak i dla prób z hałdy węglowej w Kostuchnie (9,95) oraz hałdy cynkowej w Dołkach (9,71). Nieco niższą zawartość chlorofilu oznaczono dla populacji z hałdy węglowej w Mysłowicach (7,75) a najniższe wartości w lipcu zaobserwowano w przypadku roślin porastających hałdę cynkową w Chropaczowie (4,04). W sierpniu zawartość chlorofilu była wyraźnie niższa dla terenów referencyjnych i wyniosła odpowiednio 4,75 dla Ochojca i 4,68 dla Piotrowic. Najwyższą zawartość chlorofilu odnotowano dla populacji z hałdy węglowej w Mysłowicach (5,95) a najniższą dla hałdy węglowej w Kostuchnie (3,9). Był to najniższy odnotowany pomiar zawartości chlorofilu w sezonie. Na hałdach cynkowych zawartość chlorofilu była zbliżona do zawartości

chlorofilu na terenach referencyjnych i wyniosła 4,39 dla prób z Chropaczowa oraz 4,64 dla prób z Dołków. We wrześniu w obrębie hałd węglowych odnotowano największe zróżnicowanie zawartości chlorofilu. Dla prób z hałdy węglowej w Mysłowicach zawartość ta wyniosła aż 17,56 i była to najwyższa wartość w całym sezonie, podczas, gdy dla prób pochodzących z Kostuchny zawartość osiągnęła tylko 5,63. Wysokie i bardzo zbliżone wartości zaobserwowano dla populacji referencyjnych z Ochojca (11,11), Piotrowic (10,81) oraz na hałdzie cynkowej w Dołkach (10,80). Na drugiej badanej hałdzie cynkowej w Chropaczowie zawartość chlorofilu wyniosła tylko 6,34.

Zawartość chlorofilu w próbach z terenów referencyjnych była najwyższa w czerwcu, lipcu i wrześniu (9,40-11,11 j.w.) a najniższa w sierpniu (4,68-4,75 j.w.). W maju wyniosła od 6,06 dla Ochojca i 6,49 dla Piotrowic. Na hałdach węglowych najwyższą zawartość chlorofilu została zmierzona również w czerwcu, lipcu oraz we wrześniu (5,64-17,56). Jednak różnice między hałdą węglową w Kostuchnie i Mysłowicach były znaczące. Najniższe wartości odnotowano w sierpniu (3,9-5,95). W maju zawartość chlorofilu mieściła się w przedziale 3,89-7,57. Na hałdach cynowych najwyższą zawartość również odnotowano w czerwcu, lipcu i wrześniu (4,04-10,80). Podobnie jak w przypadku hałd węglowych wystąpiły jednak wyraźne różnice pomiędzy hałdą cynkową w Chropaczowie a Dołkach. Zawartość chlorofilu zmierzona w maju oraz w sierpniu była bardzo podobna i mieści się w wąskim przedziale wartości 4,05-4,77 (j.w.).

Ilość chlorofilu w liściach, stwierdzonego w kolejnych pięciu miesiącach sezonu wegetacyjnego u osobników *Phragmites australis* porastających trzy typy siedlisk przedstawiono na wykresie (Ryc. 3.3.8.).



Ryc. 3.3.8. Zawartości chlorofilu (j.w.) u osobników *Phragmites australis* porastających trzy typy siedlisk w kolejnych pięciu miesiącach.

Objaśnienie skrótów: KC – Kostuchna, MC – Mysłówice, CC – Chropaczów, DC – Dołki, OC – Ochojec, PC – Piotrowice.

Zawartość chlorofilu w liściach trzcinie pospolitej (*Phragmites australis*) nie różni się znacznie w poszczególnych miesiącach. Stanowiska referencyjne cechuje dość stała i wysoka zawartość chlorofilu w ciągu całego badanego sezonu. W czerwcu populacje pochodzące z Kostuchny osiągnęły najwyższą zawartość chlorofilu w liściach. Wyniki dla hałd powęglowych są nieco niższe niż dla terenów referencyjnych, lecz bardzo zbliżone. Najniższą zawartość chlorofilu zaobserwowano dla populacji z hałd cynkowych we wszystkich badanych miesiącach.

W maju odnotowano wysokie wartości zawartości chlorofilu w liściu dla jednego z terenów referencyjnych w Ochojcu (13,65), hałdy węglowej w Kostuchnie (13,73) oraz hałdy cynkowej w Chropaczowie (12,16). Pozostałe trzy tereny badawcze cechowały się podobnymi lecz niższymi zawartościami chlorofilu, odpowiednio 9,11 dla terenu referencyjnego w Piotrowicach, 10,77 dla hałdy węglowej w Mysłowicach oraz 8,50 dla hałdy cynkowej w Dołkach. W czerwcu w próbach pochodzących z hałdy węglowej w Kostuchnie wystąpiła najwyższa zawartość chlorofilu i wyniosła 18,50. Była to jednocześnie najwyższa zawartość ze wszystkich wykonanych pomiarów w sezonie. Najniższa zawartość natomiast to 10,94 i została oznaczona dla prób z hałdy cynkowej w Dołkach. Próby z hałdy węglowej w Mysłowicach mają 13,95 chlorofilu a z hałdy

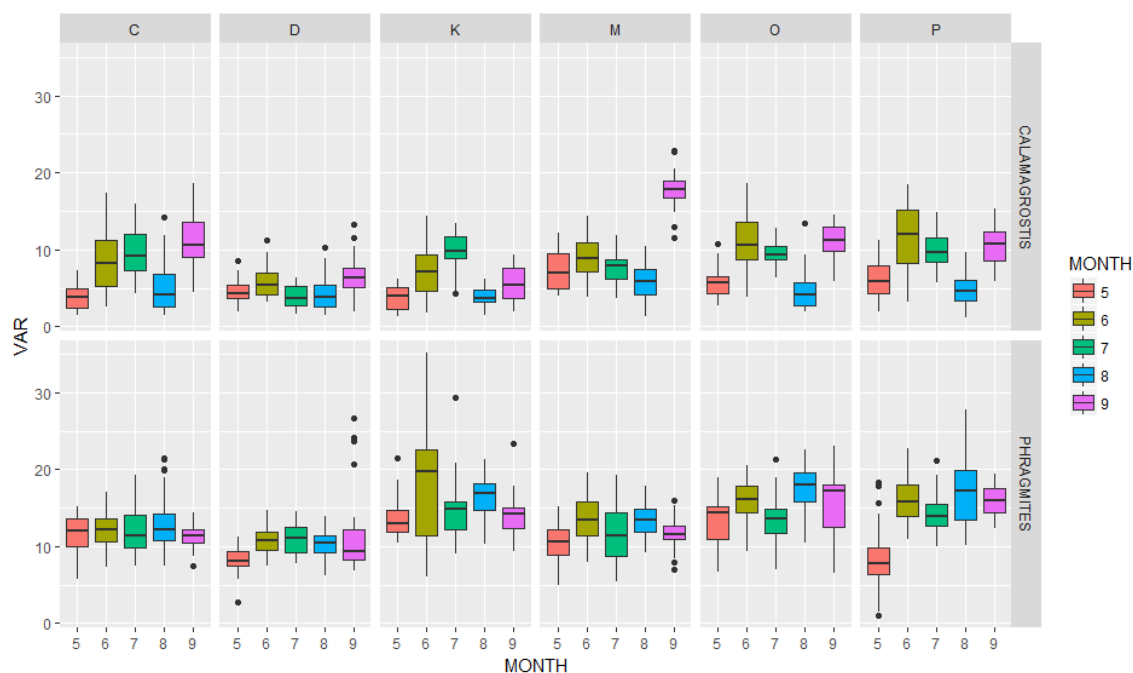
cynkowej w Chropaczowie 12,18. Zawartość chlorofilu dla prób z terenów referencyjnych była bardzo zbliżona i wyniosła dla Ochojca 15,65 a dla Piotrowic 15,85. W lipcu zarówno próby z terenu referencyjnego z Piotrowic jak i z hałdy węglowej w Kostuchnie cechowały się dość wysoką zawartością chlorofilu, która wyniosła odpowiednio 14,58 i 14,77. Najniższe zawartości dla miesiąca lipca odnotowano dla prób z hałdy węglowej w Mysłowicach (11,31) oraz hałd cynkowych w Chropaczowie (11,78) i Dołkach (11,02). W przypadku prób z terenu referencyjnego w Ochojcu zawartość chlorofilu to 13 (j.w.). W sierpniu najwyższe i zbliżone zawartości chlorofilu wystąpiły w próbach pochodzących z terenów referencyjnych w Ochojcu (17,54) oraz w Piotrowicach (17,38). Na hałdzie węglowej w Kostuchnie zawartość chlorofilu osiągnęła wartość 16,74 (j.w.). Niższe wartości odnotowano dla drugiej hałdy węglowej w Mysłowicach (13,36) oraz dla hałdy cynkowej w Chropaczowie (13,28). Najniższą zawartość chlorofilu zmierzono dla populacji z hałdy cynkowej w Dołkach (10,33). Dla prób mierzonych we wrześniu wysokie wartości odnotowano na terenach referencyjnych w Ochojcu (16,12) oraz Piotrowicach (15,80). Na hałdzie węglowej w Kostuchnie zawartość chlorofilu wyniosła 14 (j.w.). Najniższa oscylująca w przedziale wartości 11,22-11,73 zawartość chlorofilu została zmierzona dla hałdy węglowej w Mysłowicach oraz dwóch hałd cynkowych w Chropaczowie i Dołkach.

Zawartość chlorofilu zmierzona w populacjach referencyjnych była najwyższa w czerwcu, sierpniu i we wrześniu (15,65-17,54). W lipcu wyniosła 13 dla Ochojca i 14,57 dla Piotrowic. Najniższą zawartość chlorofilu odnotowano w maju i mieściła się ona w przedziale 9,11-13,65. Próby pochodzące z hałd węglowych najwyższą zawartość chlorofilu osiągnęły w czerwcu oraz w sierpniu (13,35-18,50). Zawartość chlorofilu w lipcu i we wrześniu była na podobnym poziomie i mieściła się w przedziale 11,31-14,77. Najniższą zawartość chlorofilu odnotowano w maju i wyniosła ona 10,77-13,73. Zawartość chlorofilu w populacjach porastających hałdy cynkowe była we wszystkich miesiącach prowadzonych pomiarów bardzo zbliżona i osiągała wartości od 8,50-13,28. Jednak w lipcu i we wrześniu uzyskane wartości były na obu hałdach cynkowych bardzo zbliżone i wyniosły ok. 11. W pozostałych miesiącach różnice pomiędzy hałdami były znaczne lecz średnia dla typu terenu była bardzo podobna i wyniosła również ok. 11.

Analizując wariancję zawartości chlorofilu w liściach osobników *Phragmites australis* i *Calamagrostis australis* w kolejnych miesiącach sezonu wegetacyjnego (Ryc. 3.3.9.) stwierdzono znaczne różnice. Na siedliskach hałd pocynkowych odnotowano różnice między badanymi obiektami. Na jednym z obiektów (Chropaczów) w liściach osobników

Calamagrostis epigejos zawartość chlorofilu była wyższa niemal we wszystkich pomiarach. (miesiącach) niż na drugim obiekcie (Dołki). Na siedliskach zwałów węglowych zaobserwowano znaczną zmienność wykonywanych pomiarów. Na uwagę zasługuje wyraźnie wyższa zawartość chlorofilu na jednym z obiektów (M) we wrześniu. Analizując wykresy zawartości chlorofilu w liściach osobników *Calamagrostis epigejos* na siedliskach nieprzemysłowych (kontrolnych) podkreślić należy bardzo duże różnice w zawartości chlorofilu między poszczególnymi miesiącami. Najwyższe na ogół odnotowano w czerwcu a najniższe w sierpniu na obu terenach nieprzemysłowych.

W wyniku analizy zawartości chlorofilu w liściach *Phragmites australis* zaobserwowano nieznaczne różnice wartości na terenach pocynkowych. Wyniki dla siedlisk zwałów węglowych różnią się między obiektami (K i M) i wskazują na dużą wariancję dla osobników poddanych pomiarom zawartości chlorofilu w czerwcu na zwale węglowym w Kostuchnie. Na terenach kontrolnych (nieprzemysłowych) wyniki zawartości chlorofilu wykazują największe różnice dla pomiarów wykonanych w czerwcu.



Ryc. 3.3.9. Wariancja zawartości chlorofilu w liściach osobników *Phragmites australis* i *Calamagrostis epigejos* na wszystkich stanowiskach trzech typów badanych siedlisk.

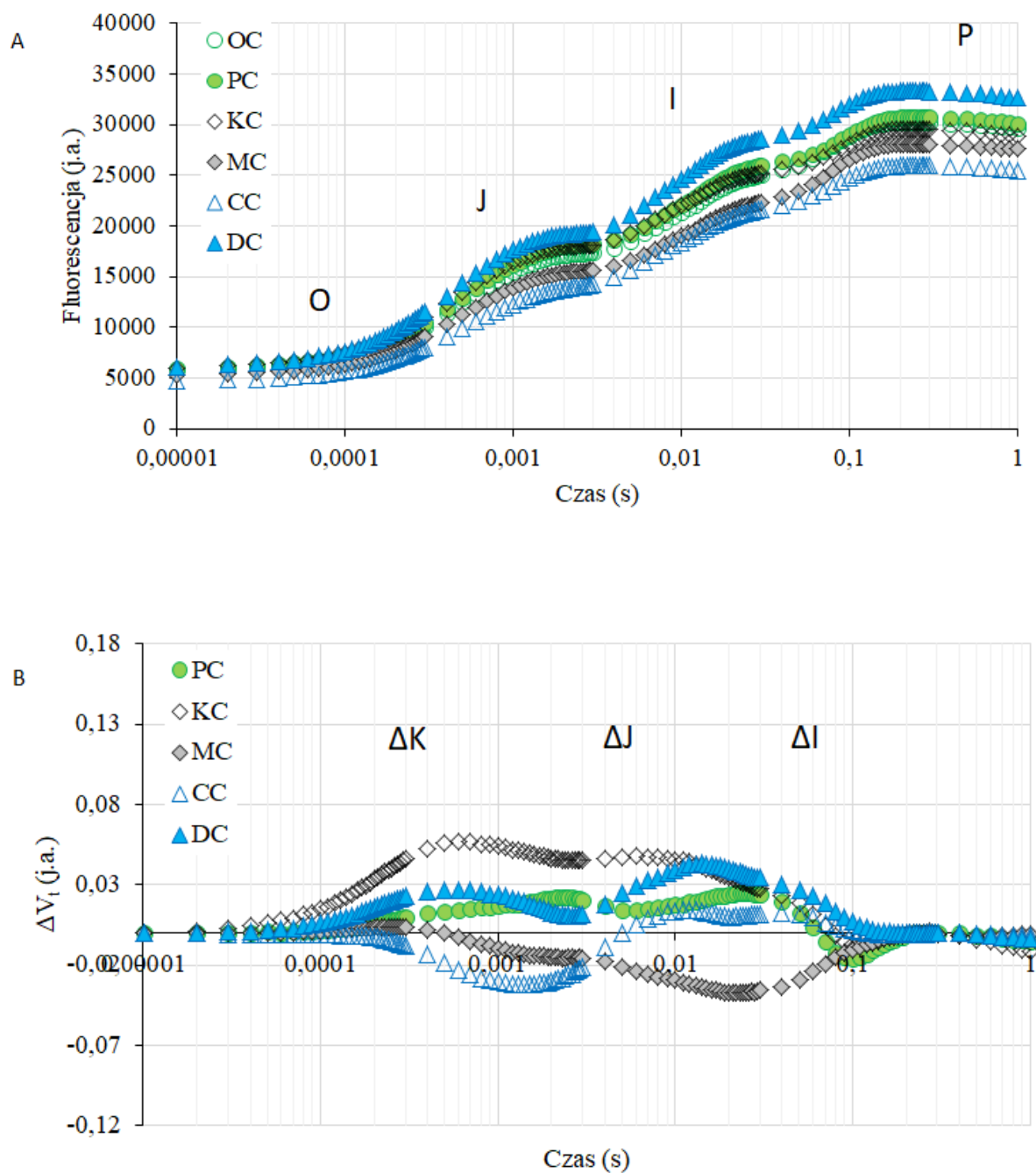
Objaśnienie skrótów: C – Chropaczów, D – Dołki, K – Kostuchna, M – Mysłówice, O – Ochojec, P – Piotrowice, MONTH – miesiąc, 5 – maj, 6 – czerwiec, 7 – lipiec, 8 – sierpień, 9 – wrzesień.

Tab. 3.3.1. Permutacyjna trzyczynnikowa analiza wariancji dla *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* na sześciu badanych obiektach w pięciu miesiącach pomiarowych.

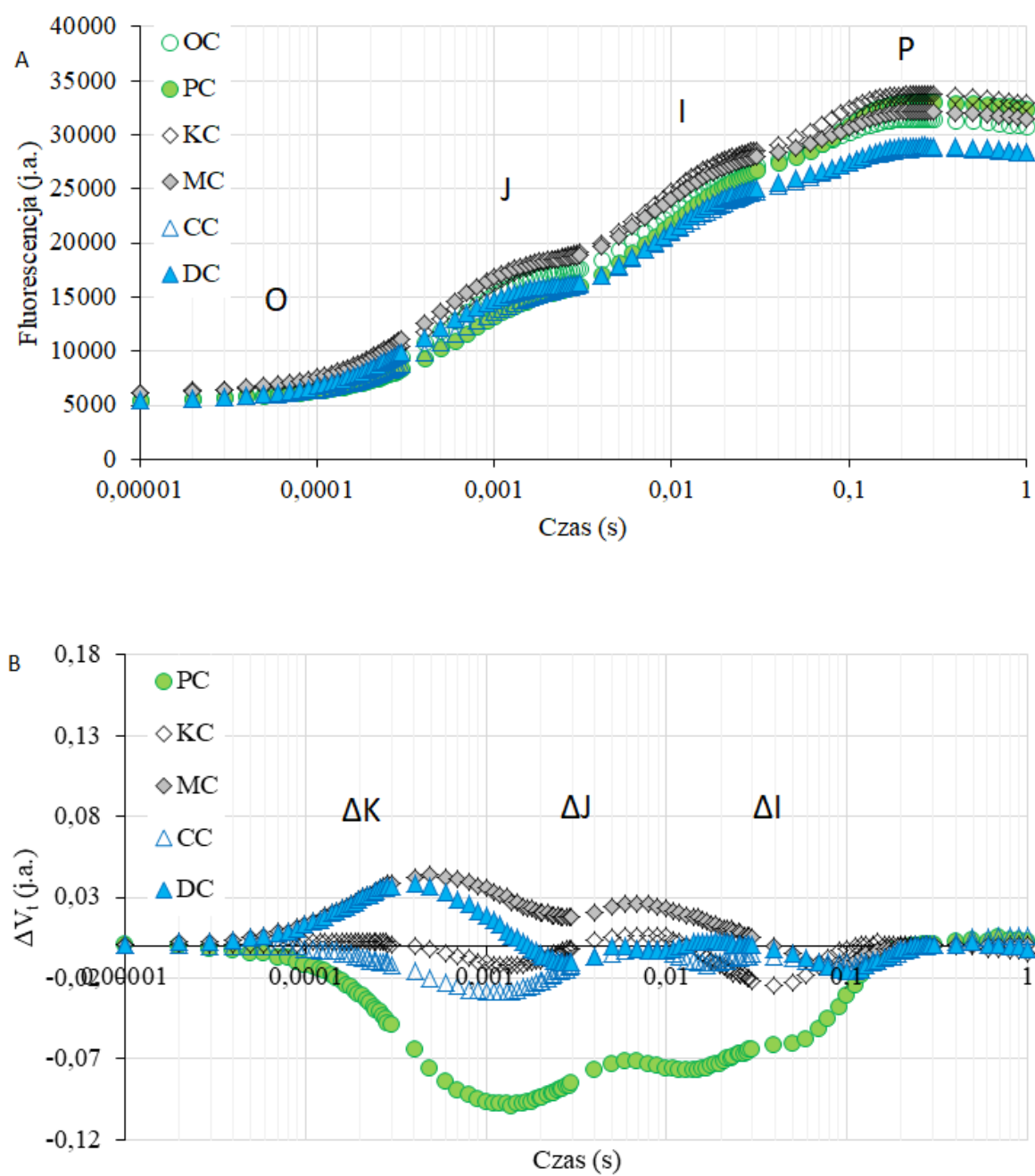
	Df	R Sum Sq	R Mean Sq	Iter	Pr (Prob)	
SPEC	1	17217.9	17217.9	5000	< 2.2e-16	
SITE	5	3922.5	784.5	5000	< 2.2e-16	
SPEC:SITE	5	2138.1	427.6	5000	< 2.2e-16	
DATE	4	4091.2	1022.8	5000	< 2.2e-16	
SPEC:DATE	4	3090.2	772.5	5000	< 2.2e-16	
SITE:DATE	20	1661.2	83.1	5000	< 2.2e-16	
SPEC:SITE:DATE	20	2532.5	126.6	5000	< 2.2e-16	
Residuals	2100	17561.6	8.4	5000	< 2.2e-16	
Signif. codes	0	0.001	0.01	0.05	0.1	1

Permutacyjna trzyczynnikowa analiza wariancji wskazuje, że wszystkie trzy efekty: analizowany gatunek trawy (*Calamagrostis epigejos* vs *Phragmites australis*), stanowisko (Kostuchna, Mysłowice, Chropaczów, Dołki, Ochojec, Piotrowice) oraz czas a także ich interakcje mają znaczenie (Tab. 3.3.1).

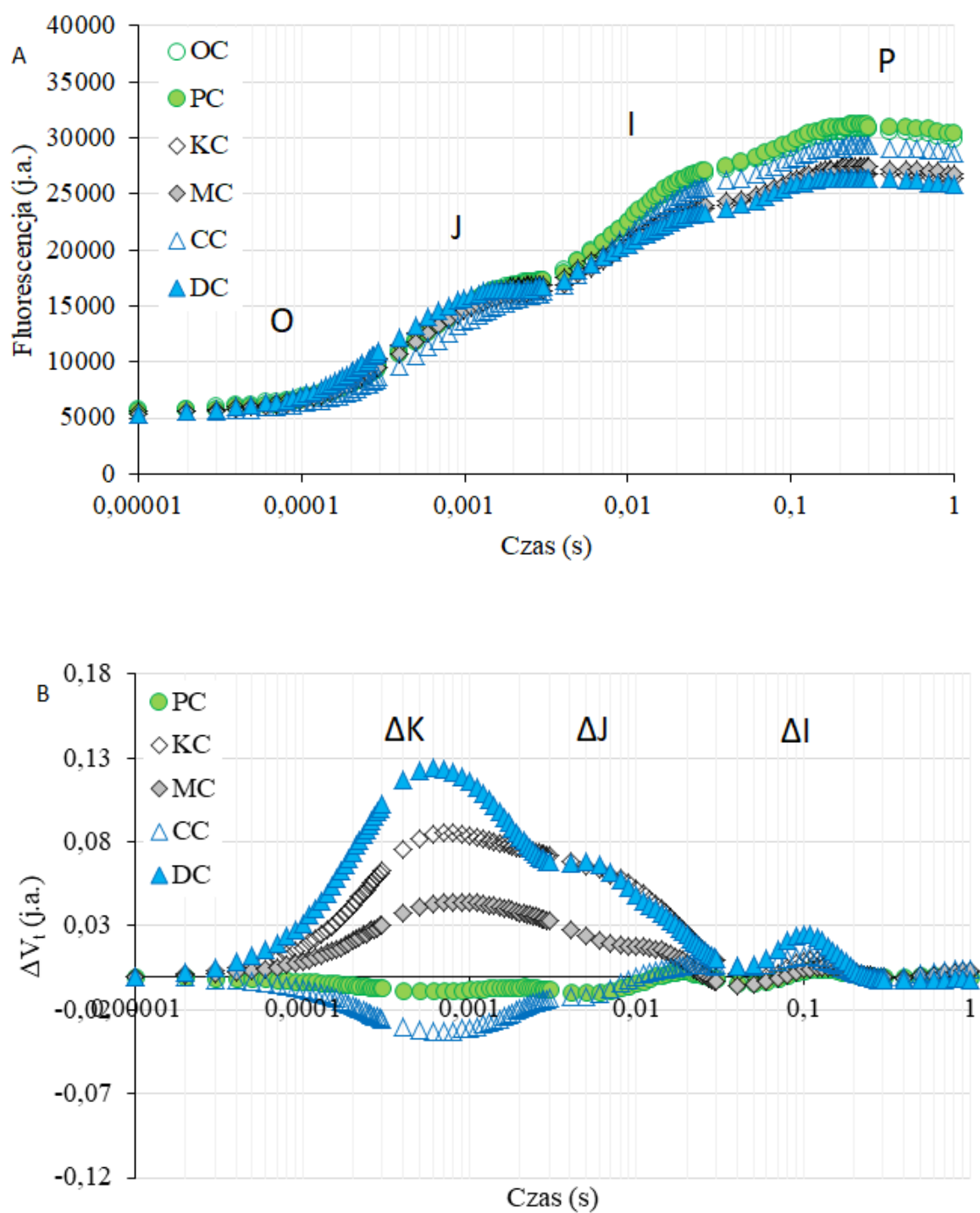
3.3.4. Porównanie fluorescencji chlorofilu a jako wskaźnika wydajności funkcji PSII u osobników *Calamagrostis epigejos*



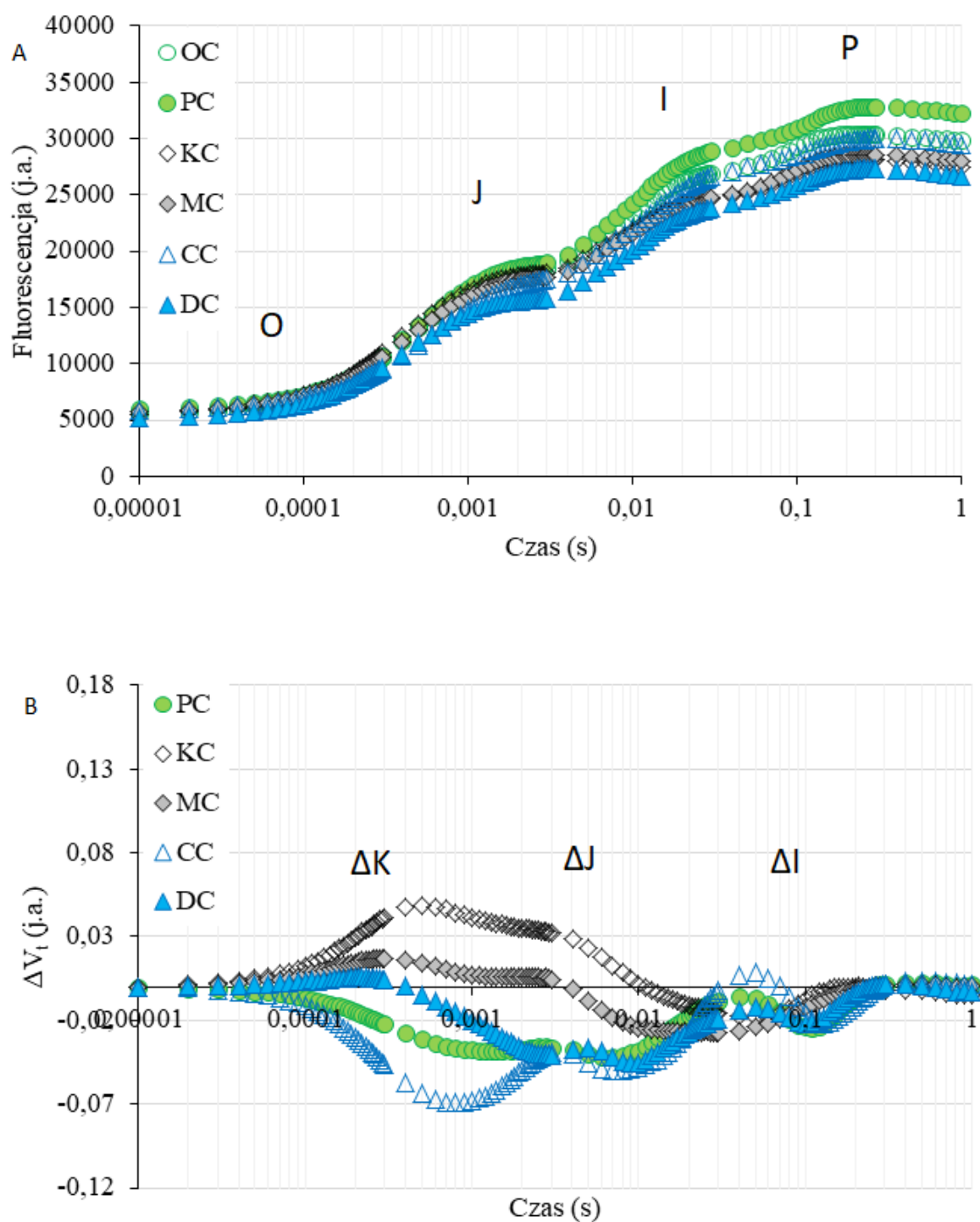
Ryc. 3.3.10. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. w maju. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).



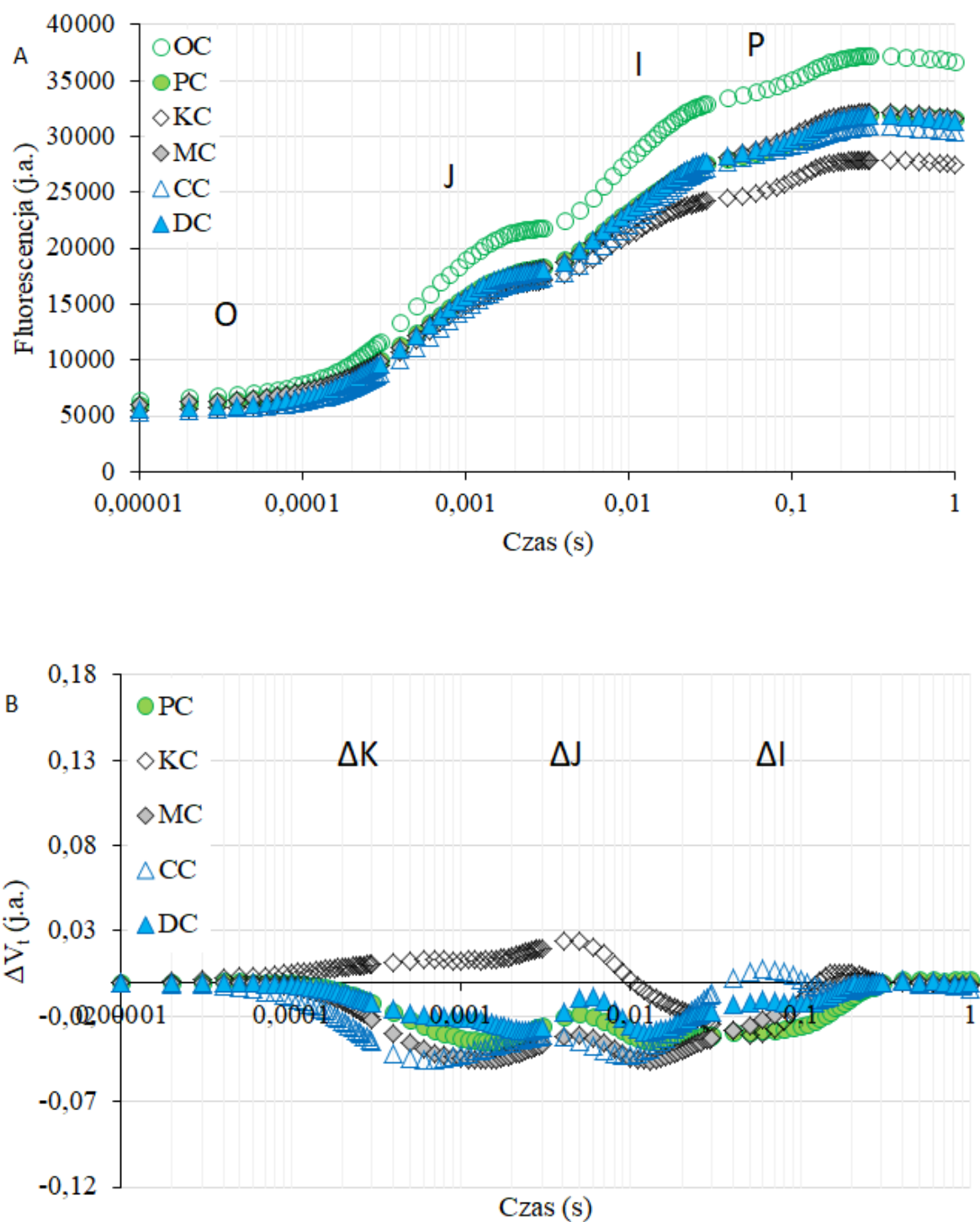
Ryc. 3.3.11. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. w czerwcu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) – ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).



Ryc. 3.3.12. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. w lipcu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).



Ryc. 3.3.13. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. w sierpniu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) – ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).



Ryc. 3.3.14. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. we wrześniu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) – ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Przebieg krzywych fluorescencji wszystkich badanych populacji trzcinika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) porastających wybrane typy siedlisk wykazał przebieg charakterystyczny dla testu OJIP. Różnice między poszczególnymi próbami nie są jednak wyraźne. W celu uwypuklenia zmian fluorescencji na poszczególnych etapach wykonano krzywe zmiennej względnej fluorescencji chlorofilu *a* ($\Delta V_t = (F_t - F_0)/(F_M - F_0) - V_{tREF}$). Na podstawie analizy uzyskanych wyników za populację referencyjną uznano stanowisko w Ochojcu.

Większość populacji w maju charakteryzowała się stanem aparatu fotosyntetycznego zbliżonym do populacji referencyjnej OC (Ryc. 3.3.10.). Największe negatywne zmiany stwierdzono u populacji KC (hałda węglowa). Dla tej populacji widoczny był wyraźny pik ΔK , który może być wynikiem uszkodzenia kompleksu uwalniającego tlen (OEC – ang. Oxygen Evolving Complex). Obecność pików ΔJ najprawdopodobniej świadczy o uszkodzeniu lub zmniejszeniu puli nośników chinonowych (Ryc. 3.3.10.). Warto odnotowania było pojawienie się wyraźnego pików ΔI w przypadku populacji DC (hałda cynkowa), co mogło świadczyć o zmniejszeniu aktywności lub uszkodzeniu końcowych akceptorów elektronów w PSII, w tym oxydoreduktazy ferredoksyno-NADP⁺ (Ryc. 3.3.10.).

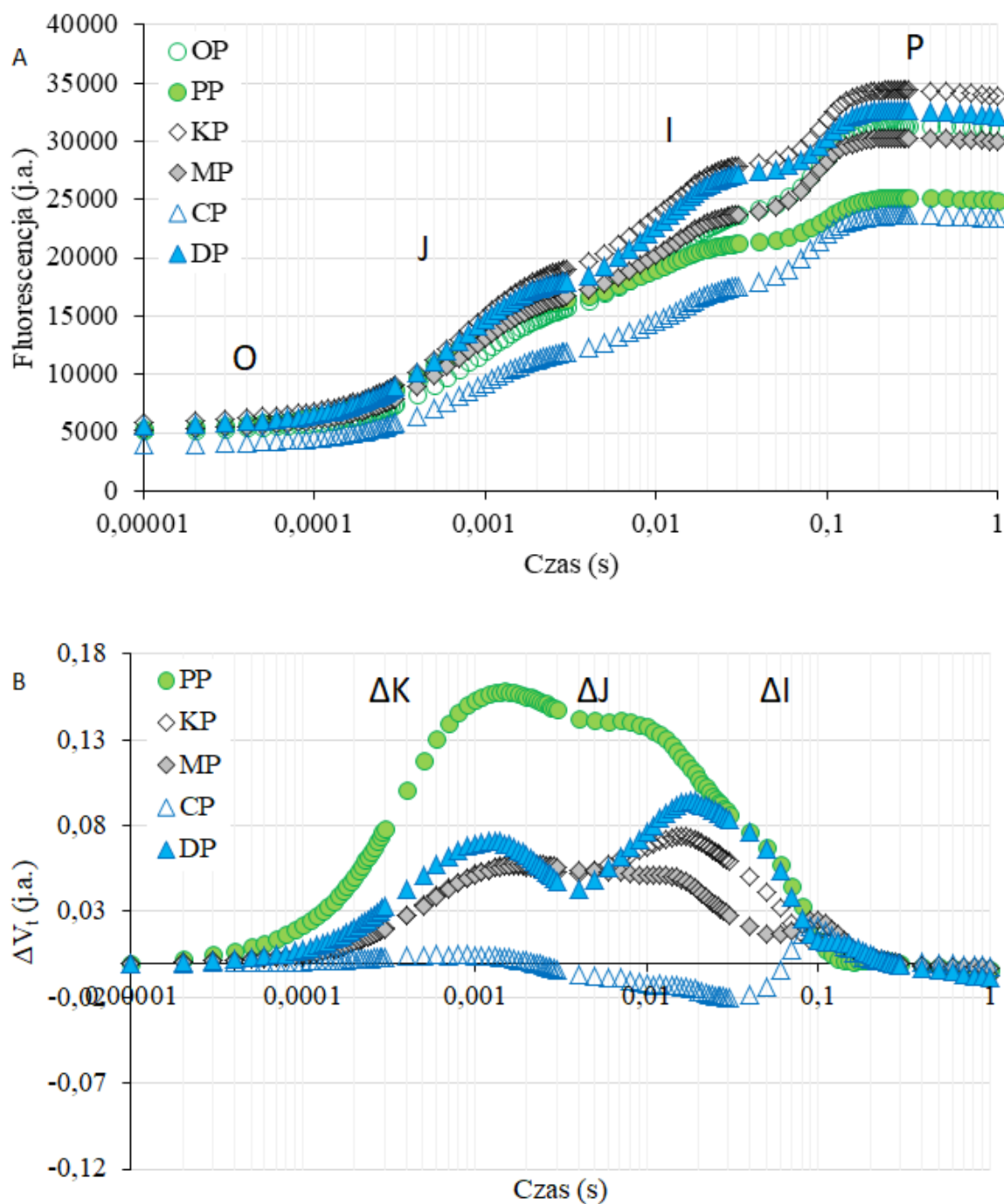
W czerwcu populacja MC (hałda węglowa) oraz DC (hałda cynkowa) wykazały negatywne zmiany. Pik wartości na odcinku ΔK jest wynikiem potencjalnego uszkodzenia kompleksu uwalniającego tlen. Krzywa MC ma wyraźnie dłuższy grzbiet niż DC, co może być efektem większych uszkodzeń oraz dodatkowej dezaktywacji nośników chinonowych. Obrazem tego jest pik ΔJ . Dla populacji badanych w czerwcu lepsze parametry populacji referencyjnej ma populacja PC niż OC. Przebieg krzywej PC wskazuje na dużo wyższą wydajność fotosyntezy niż krzywa uznanej za populację referencyjną OC (Ryc. 3.3.11).

Pomiary wykonane w lipcu sugerują, że doszło do uszkodzenia kompleksu uwalniającego tlen w populacji DC. Świadczy o tym wyraźny pik ΔK , który na dalszych etapach przekazywania elektronów w procesie fotosyntezy stopniowo maleje, w ΔJ osiąga plateau, by w ΔI osiągnąć wartości zbliżone do wartości populacji referencyjnej OC. W czasie 0,1 sekundy pojawia się pik, który może być wynikiem osłabionej funkcji oxydoreduktazy ferredoksyno-NADP⁺ oraz obniżonej produkcji NADPH. Wypląszczone grzbiety krzywych dla populacji KC i MC w ΔK mogą sugerować ograniczone funkcjonowanie kompleksu uwalniającego tlen (Ryc. 3.3.12.).

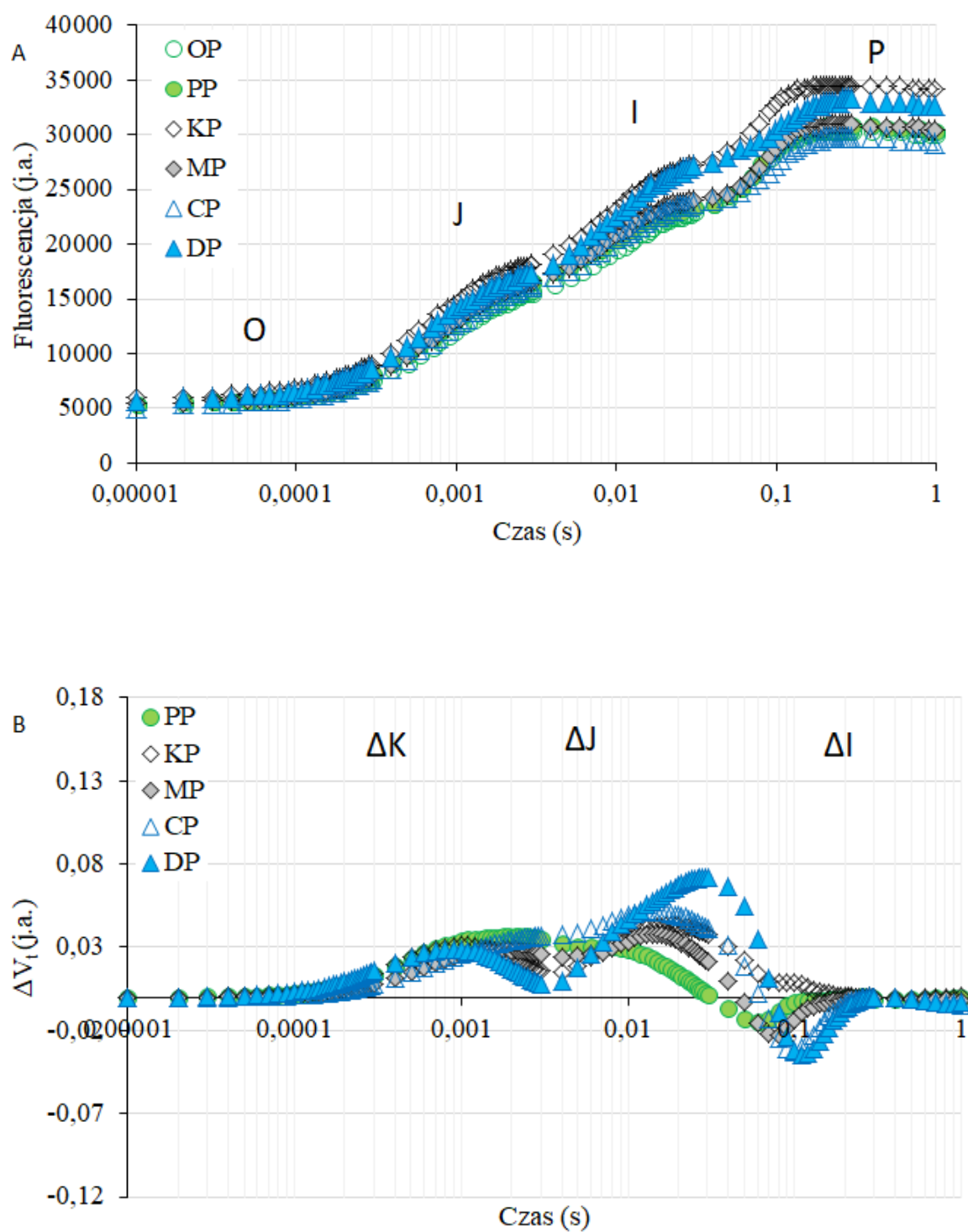
Przebieg krzywych dla wszystkich populacji badanych w sierpniu wskazuje na ogólną poprawę wydajności fotosyntezy. Jedyne wypląszczone pik ΔK dla populacji KC, może świadczyć o ograniczeniu funkcji kompleksu uwalniającego tlen (Ryc. 3.3.13.).

Ostatnie wykonane pomiary w sezonie pochodzące z września wskazują na dużą wydajność i sprawność fotosystemu II w porównaniu z uzyskanymi wynikami dla populacji referencyjnej. Wyjątek stanowi populacja KC, której niewielki pik ΔJ może sugerować częściową dezaktywację puli nośników chinonowych (Ryc. 3.3.14.).

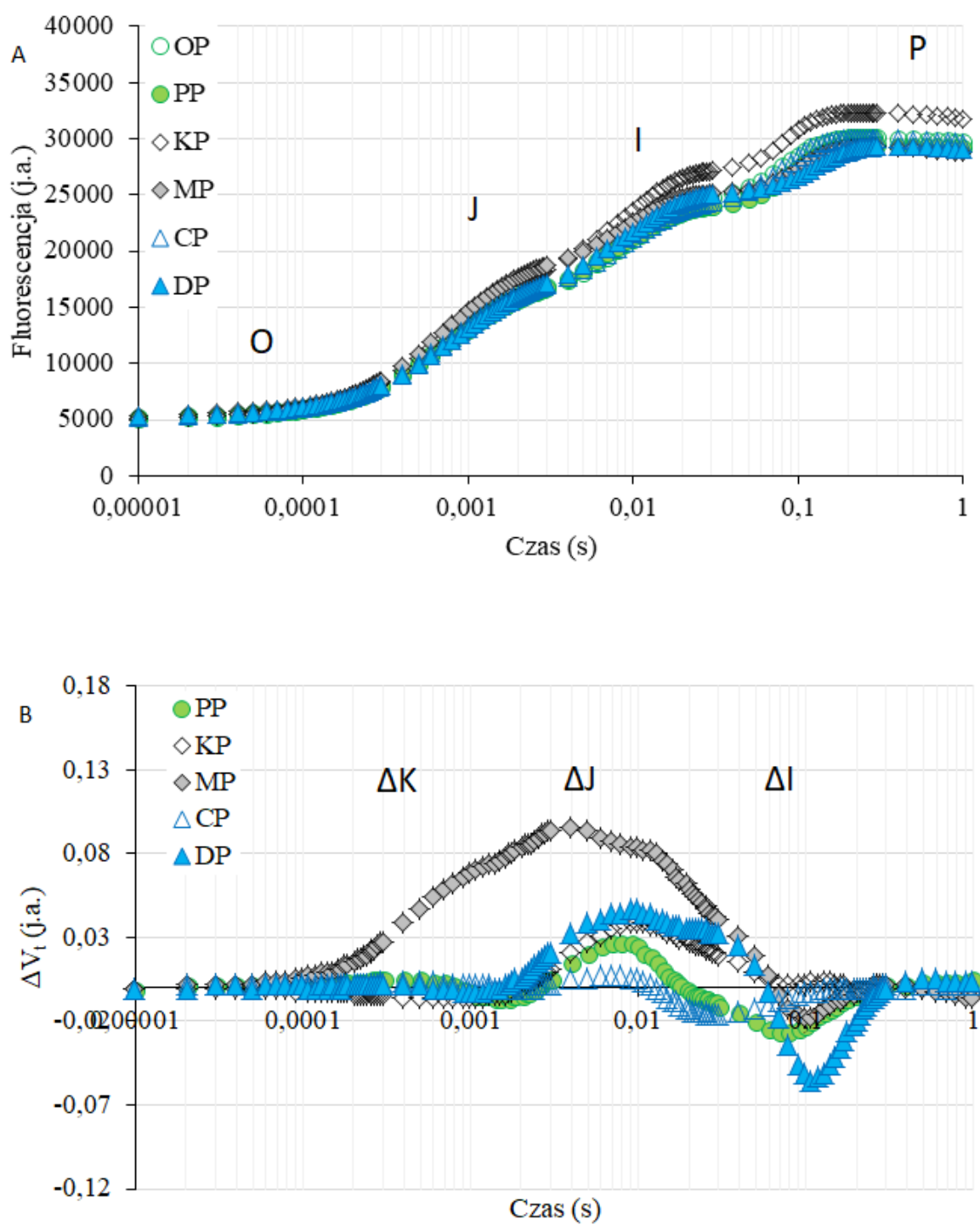
3.3.5. Porównanie fluorescencji chlorofilu *a* jako wskaźnika wydajności funkcji PSII u osobników *Phragmites australis*



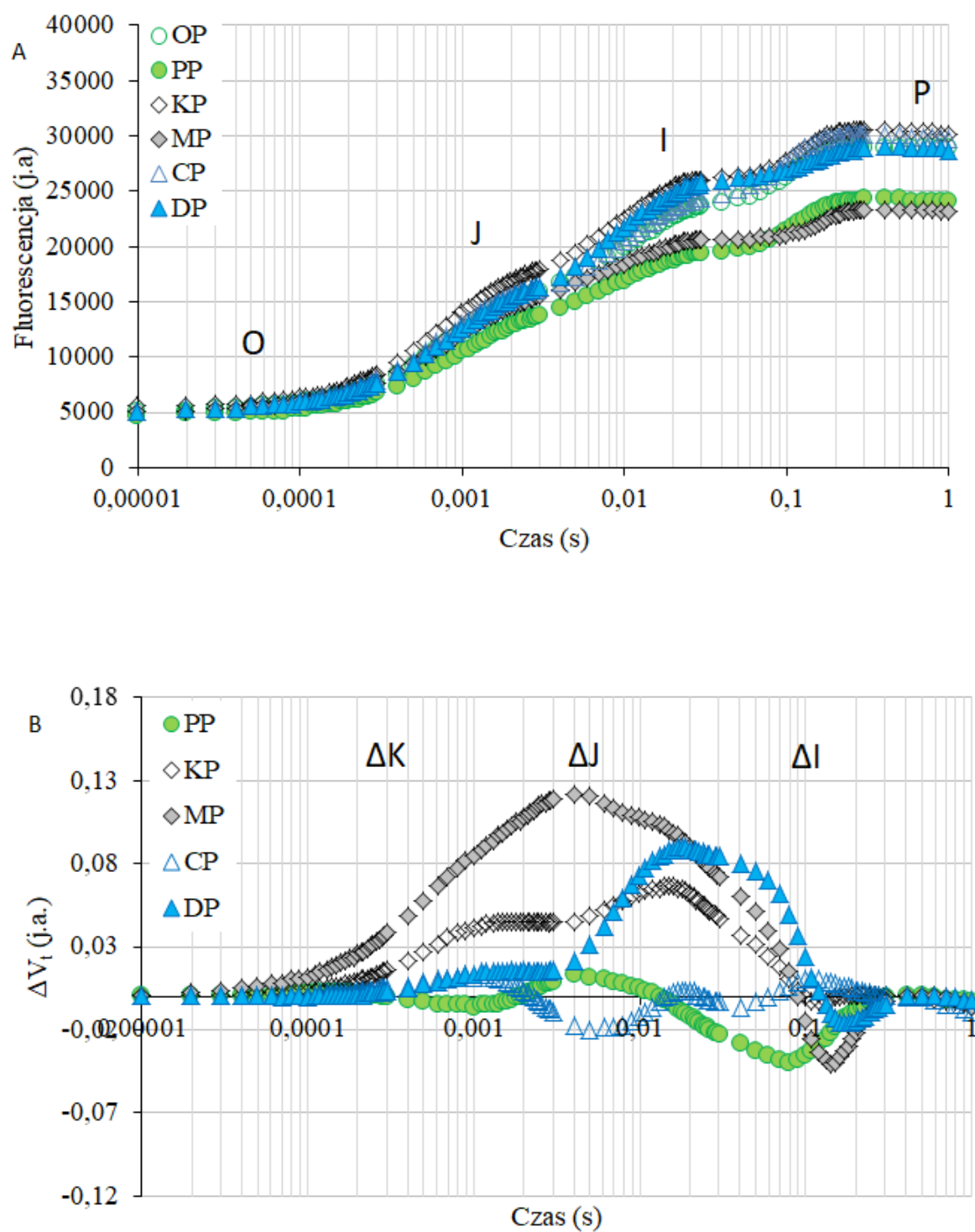
Ryc. 3.3.15. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Phragmites australis* L. w maju. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).



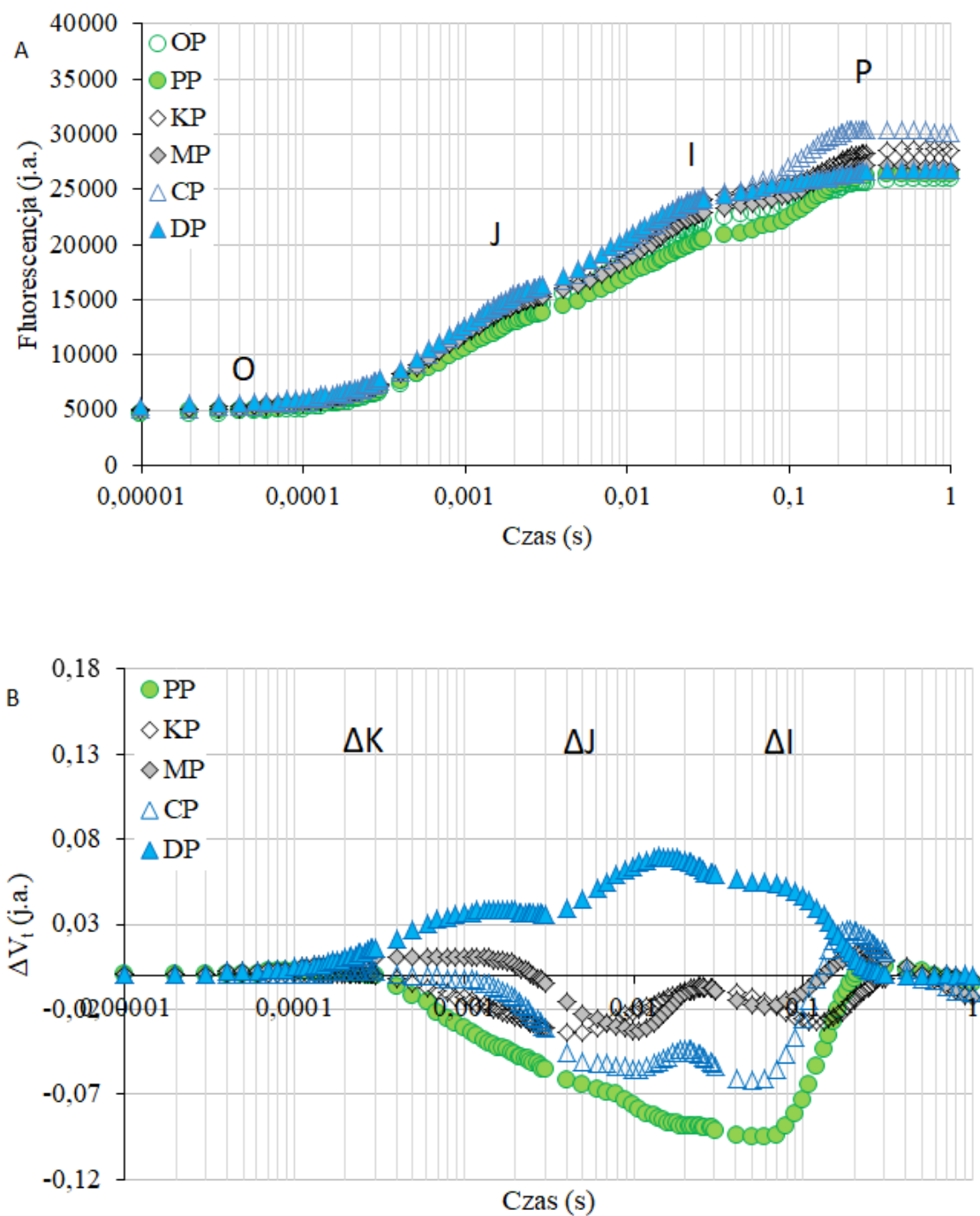
Ryc. 3.3.16. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Phragmites australis* L. w czerwcu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).



Ryc. 3.3.17. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Phragmites australis* L. w lipcu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).



Ryc. 3.3.18. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Phragmites australis* L. w sierpniu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).



Ryc. 3.3.19. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu *a* oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Phragmites australis* L. we wrześniu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu *a*, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Dla badanych populacji trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) przebieg krzywych fluorescencji wykazał przebieg charakterystyczny dla testu OJIP. Różnice między poszczególnymi próbami, podobnie jak w przypadku pomiarów dla trzcinnika piaskowego, nie są jednak wyraźne. Posłużono się zatem, analogicznie jak w przypadku populacji trzcinnika piaskowego, krzywymi zmiennej względnej fluorescencji chlorofilu *a*. Na podstawie uzyskanych wyników jako populację referencyjną przyjęto stanowisko w Ochojcu.

Analizując wykres prezentujący wyniki z maja można zaobserwować przedłużony grzbiet krzywej dla populacji PP w ΔK i ΔJ , który może sugerować uszkodzenie kompleksu uwalniającego tlen oraz wskazywać na dezaktywację nośników chinonowych. Obecność wyraźnych pików ΔK i ΔJ dla populacji DP może świadczyć o obniżeniu wydajności kompleksów uwalniających tlen oraz uszkodzeniu końcowych akceptorów elektronów PSII m.in. oxydoreduktazy ferredoksyno-NADP⁺. W przypadku hałd węglowych, populacja KP wykazuje mniejszą wydajność transferu elektronów w ΔI niż populacja MP, o czym świadczy pojawienie się pików ΔI (Ryc. 3.3.15.).

Wykres przedstawiający stan fotosystemu II w czerwcu przedstawia wyraźny pik ΔI dla populacji DP, co może sugerować pogorszenie wydajności oxydoreduktazy ferredoksyno-NADP⁺. Niewielki pik ΔK to prawdopodobnie wynik uszkodzenia kompleksu uwalniającego tlen. Większość populacji wykazała, zbliżony do populacji referencyjnej OC, stan aparatu fotosyntetycznego (Ryc. 3.3.16.).

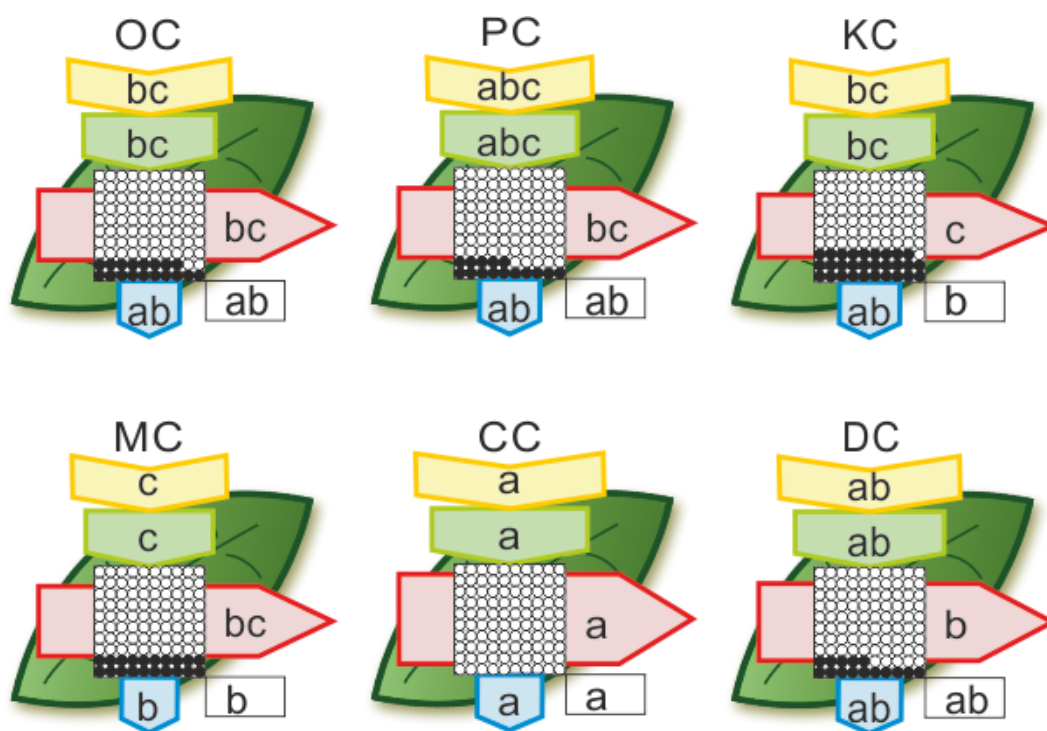
Na wykresie prezentującym wyniki z lipca, przedłużony grzbiet ΔJ dla populacji MP może wskazywać na dezaktywację nośników chinonowych. Niewielkie zmiany w przebiegu krzywej dla populacji DP, KP i PP w ΔJ podobnie mogą być wynikiem uszkodzenia mechanizmu przenoszącego elektrony na poziomie nośników chinonowych (Ryc. 3.3.17.).

W sierpniu prawdopodobnie doszło do uszkodzenia nośników chinonowych o czym świadczy przedłużony grzbiet krzywej dla populacji MP w ΔJ . Pik ΔI populacji DP to najprawdopodobniej odzwierciedlenie obniżonej aktywności enzymu – oxydoreduktazy ferredoksyno-NADP⁺. Krzywa populacji KP rośnie stopniowo na odcinku ΔK - ΔI , co może sugerować odbiegający od optymalnego stopień funkcjonowania mechanizmu transferu elektronów od etapu uwalniania tlenu do etapu przeniesienia elektronów z ferredoksyny na NADP⁺ (Ryc. 3.3.18.).

Pomiary przeprowadzone pod koniec sezonu, we wrześniu, wskazują na wyższą sprawność w funkcjonowaniu fotosystemu II oraz drogi transportu elektronów. Wyjątek stanowi populacja DP, której przedłużony grzbiet w ΔI prawdopodobnie jest wynikiem

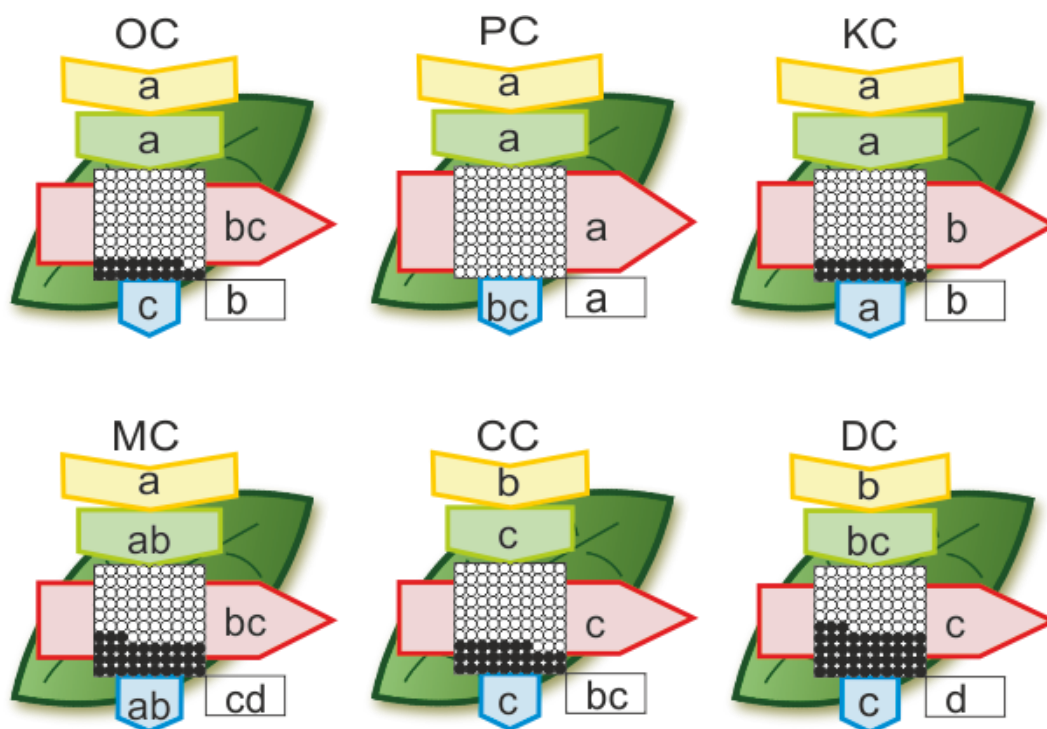
obniżonej wydajności oksydoreduktazy ferredoksyno-NADP⁺. Przebieg krzywej sugeruje również na częściową dezaktywację nośników chinonowych (Ryc. 3.3.19.).

3.3.6. Fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści u osobników *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis*



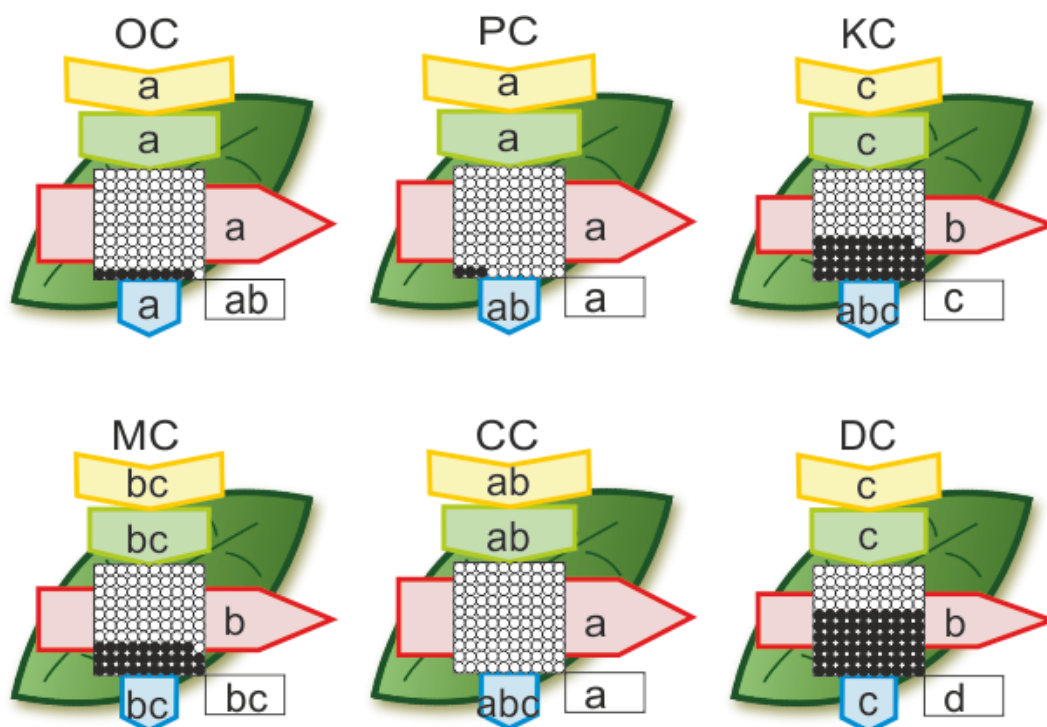
Ryc. 3.3.20. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w maju. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).

Objaśnienia skrótów: OC – Ochojec, PC – Piotrowice, KC – Kostuchna, MC – Mysłówice, CC – Chropaczów, DC – Dołki.



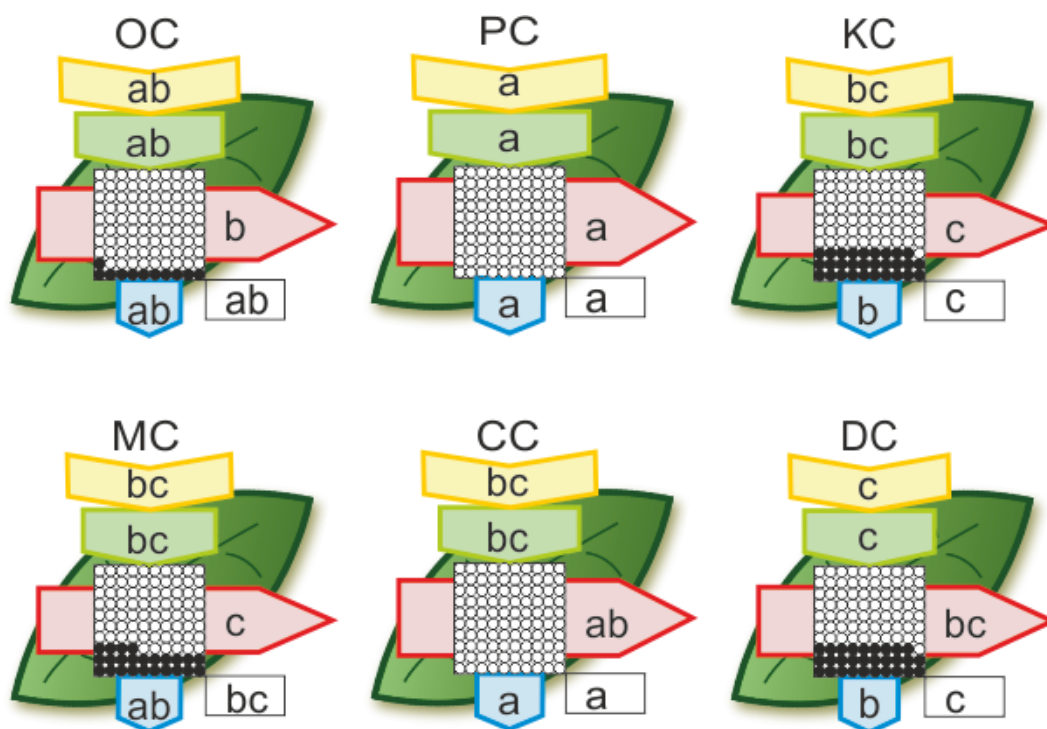
Ryc. 3.3.21. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w czerwcu. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).

Objaśnienia skrótów: OC – Ochojec, PC – Piotrowice, KC – Kostuchna, MC – Mysłówice, CC – Chropaczów, DC – Dołki.



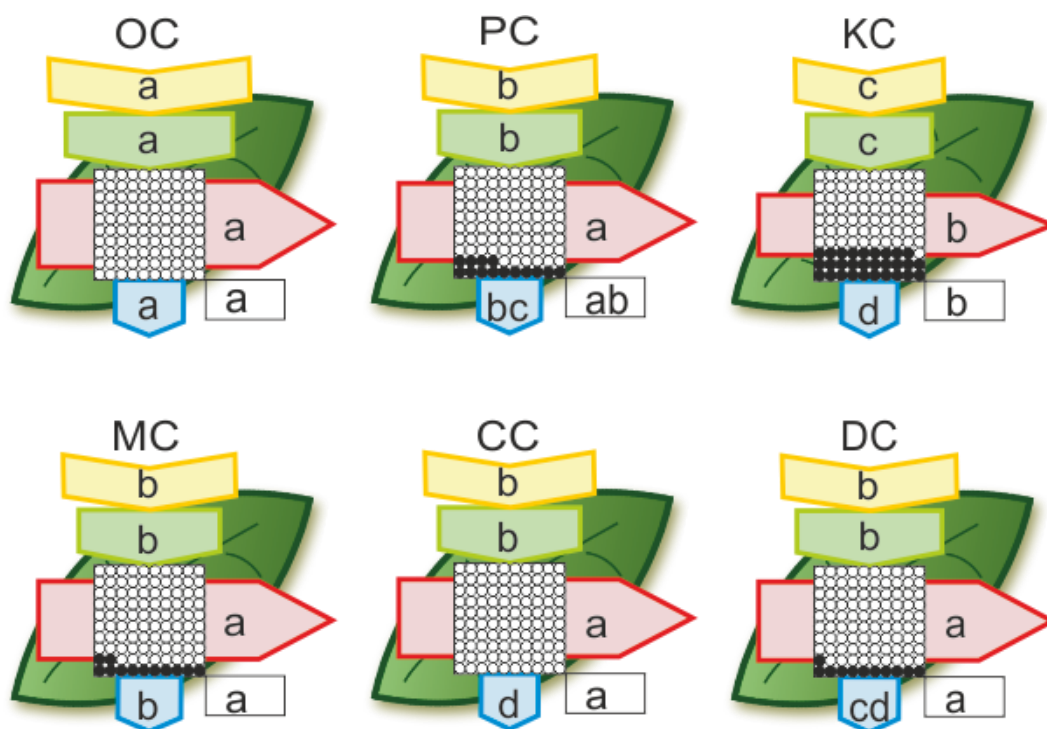
Ryc. 3.3.22. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w lipcu. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).

Objaśnienia skrótów: OC – Ochojec, PC – Piotrowice, KC – Kostuchna, MC – Mysłowice, CC – Chropaczów, DC – Dołki.



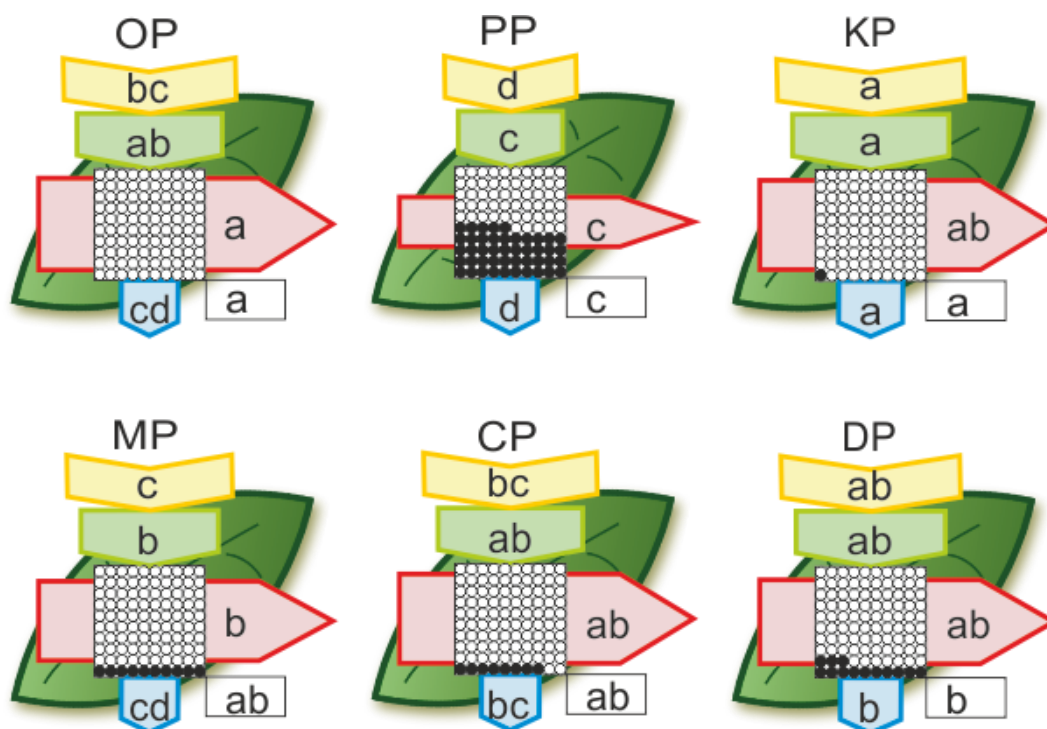
Ryc. 3.3.23. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w sierpniu. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).

Objaśnienia skrótów: OC – Ochojec, PC – Piotrowice, KC – Kostuchna, MC – Mysłówice, CC – Chropaczów, DC – Dołki.

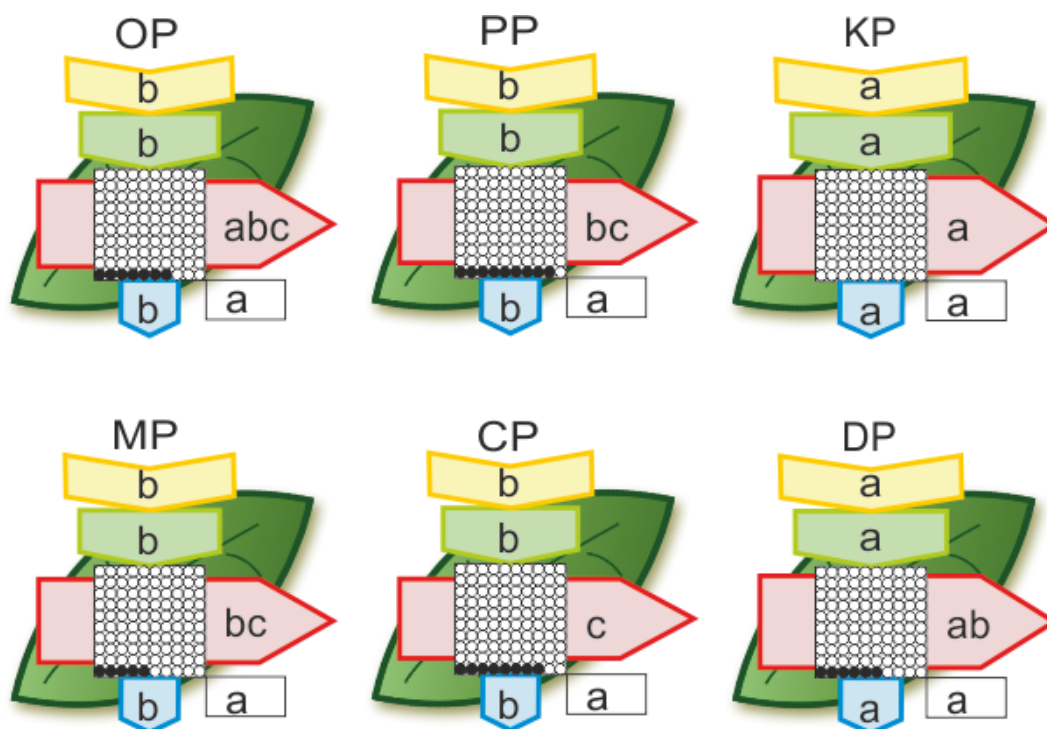


Ryc. 3.3.24. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) we wrześniu. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).

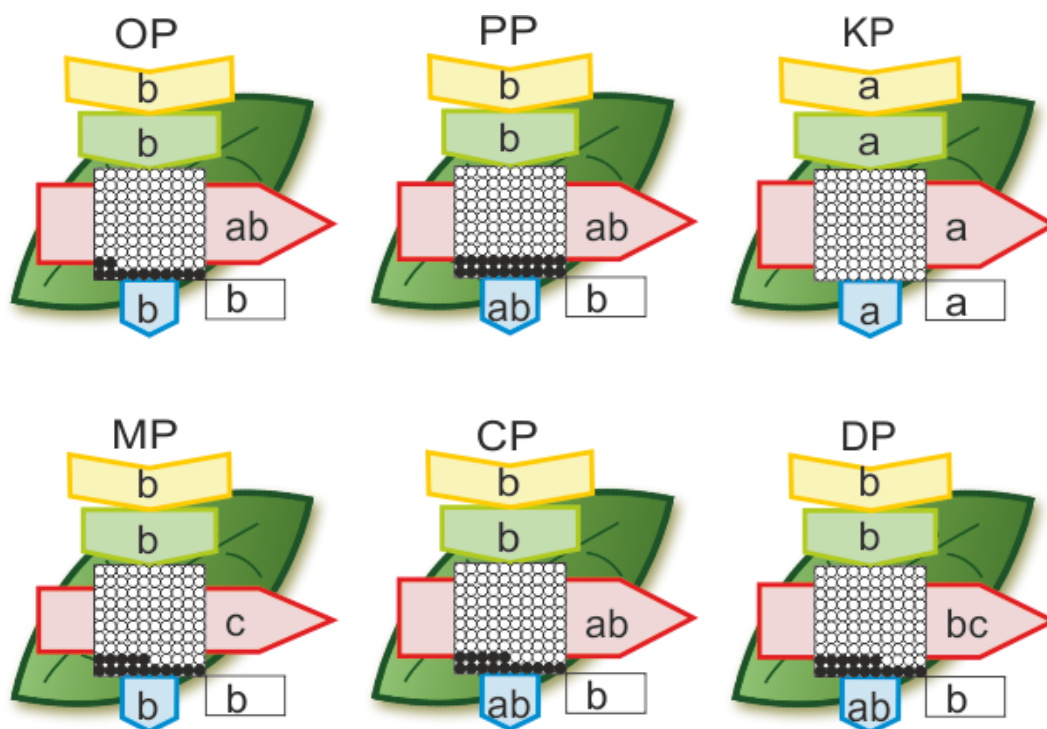
Objaśnienia skrótów: OC – Ochojec, PC – Piotrowice, KC – Kostuchna, MC – Mysłówice, CC – Chropaczów, DC – Dołki.



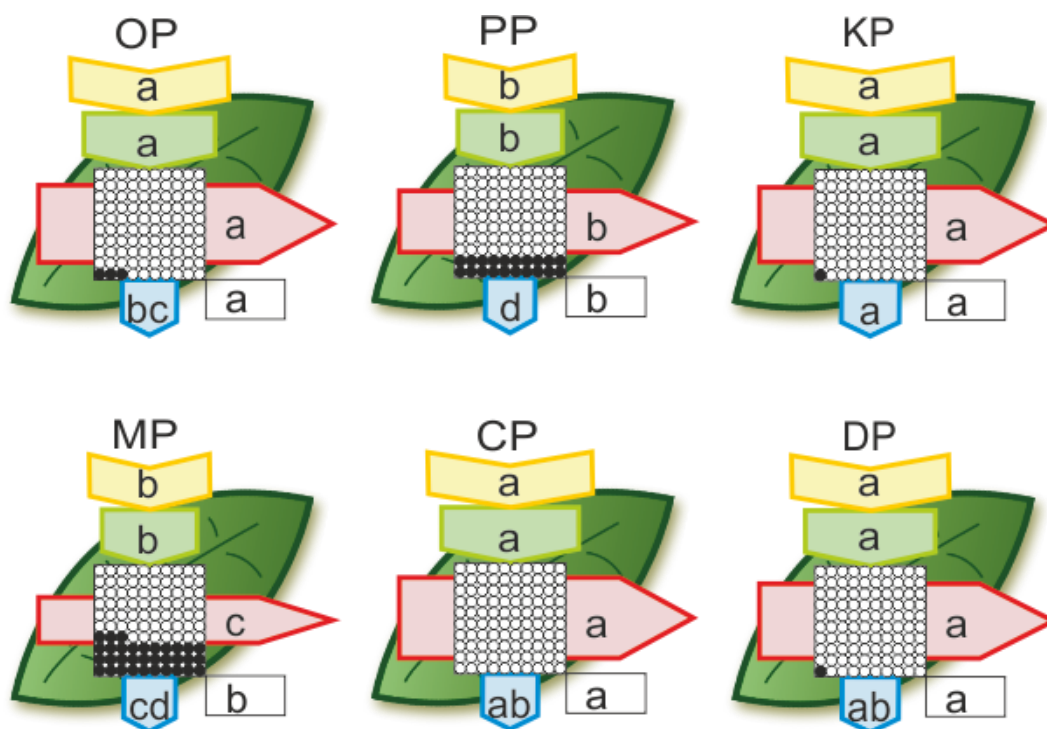
Ryc. 3.3.25. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-olowiowych (CC i DC) w maju. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).
 Objasnienia skrótów: OP – Ochojec, PP – Piotrowice, KP – Kostuchna, MP – Mysłowice, CP – Chropaczów, DP – Dołki.



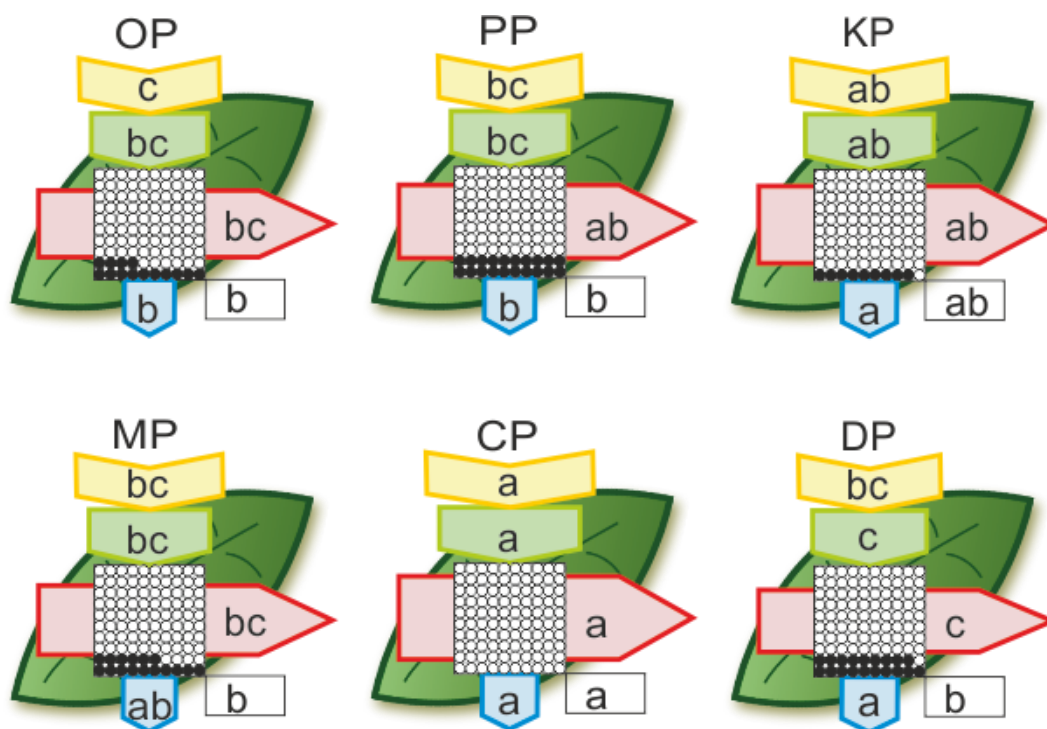
Ryc. 3.3.26. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-olowiowych (CC i DC) w czerwcu. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).
 Objaśnienia skrótów: OP –Ochojec, PP –Piotrowice, KP –Kostuchna, MP –Mysłowice, CP –Chropaczów, DP –Dołki.



Ryc. 3.3.27. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-olowiowych (CC i DC) w lipcu. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).
 Objasnienia skrótów: OP –Ochojec, PP –Piotrowice, KP –Kostuchna, MP –Mysłowice, CP –Chropaczów, DP –Dolki.



Ryc. 3.3.28. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-olowiowych (CC i DC) w sierpniu. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$).
 Objasnienia skrótów: OP –Ochojec, PP –Piotrowice, KP –Kostuchna, MP –Mysłowice, CP –Chropaczów, DP –Dolki.



Ryc. 3.3.29. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-olowiowych (CC i DC) we wrześniu. Zmiany wartości parametrów przekładają się bezpośrednio na rozmiar strzałek ich obrazujących. Przedstawione wartości są średnią ($n = 16$). Żółta strzałka – ABS/CS, energia zaabsorbowana przez CS; zielona strzałka – TR/CS, energia wychwycona przez fotosystemy w CS; czerwona strzałka – ET/CS, przepływ elektronów przez CS; niebieska strzałka – DI/CS, energia rozproszona przez CS; okręgi wpisane w kwadrat – RC/CS, % aktywnych/nieaktywnych centrów reakcji. Puste okręgi odpowiadają aktywnym centrom reakcji (zredukowany Q_A), okręgi zaciemnione prezentują procent nieaktywnych centrów reakcji. Zaciemnienie okręgów kolorem czarnym obrazuje stan RC/CS dla danego genotypu, zaciemnienie kolorem pomarańczowym przedstawia stan RC/CS dla całej grupy formy wyjściowej wraz z mutantami. Małe litery opisują istotność statystyczną dla genotypu, wielkie litery dla całej grupy (ANOVA, HSD test, $P \leq 0,05$). test, $P \leq 0,05$).

Objaśnienia skrótów: OP –Ochojec, PP –Piotrowice, KP – Kostuchna, MP – Mysłowice, CP –Chropaczów, DP – Dołki.

W celu graficznej prezentacji wyników dotyczących procesu fotosyntezy i kondycji fizjologicznej badanych gatunków roślin, uzyskane za pomocą pomiarów fluorescencji chlorofilu dane przeniesiono na liściowe modele przepływu energii. Modele opracowano dla gatunków: *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis*, porastających sześć badanych obiektów dla każdego miesiąca pomiarowego.

W maju populację CC charakteryzowała najwyższa wydajność PSII w porównaniu z innymi powierzchniami badawczymi (Ryc. 3.3.20.) Przy dość wysokich wartościach absorpcji energii przez przekrój liści (ABS/CS) miała najwyższe wartości energii wychwyconej przez fotosystemy w CS (TR/CS), transportu elektronów (ET/CS) i procent aktywnych centrów reakcji (RC/CS). Najniższa wydajność PSII została odnotowana

dla populacji porastających zwały węglowe w Kostuchnie (KC) i Mysłowicach (MC). Przy względnie niskich wartościach ABS/CS, TR/CS, ET/CS odsetek aktywnych ośrodków reakcji stanowił jedynie 71% populacji pochodzącej z hałdy cynkowo-ołowiowej w Chropaczowie (CC).

Dane uzyskane w czerwcu wskazują, że populację PC charakteryzowała najwyższa wydajność PSII w porównaniu z populacjami na innych powierzchniach badawczych (Ryc. 3.3.21.). Przy porównywalnych wartościach absorpcji energii przez przekrój liści (ABS/CS), wartości wychwytywania energii (TR/CS) z populacjami OC i KC, transport elektronów (ET/CS) był najwyższy ze wszystkich badanych populacji. Populacja PC osiągnęła najwyższy procent aktywnych centrów reakcji (RC/CS). Populacje terenów pocynkowych DC i CC cechują się identycznymi wartościami ABS/CS, ET/CS, DI/CS przy czym populacja DC osiągnęła tylko 57% wartości obserwowanej w populacji referencyjnej PC, podczas gdy populacja CC osiągnęła 73% wartości zanotowanej w populacji PC.

W środku sezonu wegetacyjnego (lipiec) najwyższą wydajnością PSII cechowały się populacje CC i PC (Ryc. 3.3.22). Zanotowano dla nich wysokie wartości absorpcji energii przez przekrój liści (ABS/CS), transportu elektronów (ET/CS) oraz procent aktywnych centrów reakcji (RC/CS). Największą absorbancję światła zaobserwowano dla roślin CC, OC, PC przy wysokiej aktywności centrów aktywnych. Populacja DC osiągnęła najniższą wydajność PSII z uwagi na niskie wartości ABS/CS i TR/CS oraz niewielki udział centrów aktywnych reakcji. Wartość RC/CS dla populacji DC wynosiła tylko 40% wartości obserwowanej w populacji referencyjnej CC.

Wyniki dla pomiarów z sierpnia wskazują, że populacje PC i CC charakteryzowały się najwyższą wydajnością PSII w porównaniu z innymi badanymi populacjami (Ryc. 3.3.23). Populacje te cechowały się wysokimi wartościami absorpcji energii przez przekrój liści (ABS/CS), wysoką wartością transportu elektronów (ET/CS) i wysokim procentem aktywnych centrów reakcji (RC/CS) – 100% puli centrów reakcji. Populacja OC osiągnęła również podobne wartości lecz procent centrów aktywnych był niższy i wynosił 89%. Najniższą wartość centrów aktywnych odnotowano dla populacji KC i DC i wyniosła ona 71%. Zbliżone wartości odnotowano dla populacji MC przy 76% aktywnych centrów reakcji.

Ostatnie pomiary w sezonie wegetacyjnym dowodzą, że populacje OC, MC, CC i DC miały najwyższą wydajnością PSII we wrześniu (Ryc. 3.3.24.). Wysoka wartość aktywnych centrów reakcji przy jednoczesnych wysokich wartościach ABS/CS i TR/CS. Populacja KC charakteryzowała się najniższymi wartościami dla absorpcji energii przez przekrój liści

(ABS/CS), wychwyty energii (TR/CS), transportu elektronów (ET/CS) oraz najniższym udziałem centrów aktywnych wynoszącym 71%.

Na podstawie sporządzonego modelu przepływu energii (Ryc. 3.3.25.) dla populacji *Phragmites australis* w maju najwyższą wydajność PSII stwierdzono dla populacji OP i KP. Przy wysokich wartościach absorpcji energii przez przekrój liści (ABS/CS), miały najwyższą wartość transportu elektronów (ET/CS) oraz największy udział centrów aktywnych reakcji (RC/CS). Populacje MP, CP charakteryzowały się podobnymi wartościami ET/CS oraz wysoką aktywnością centrów reakcji wynoszącą odpowiednio 90% i 92% w porównaniu z aktywnością populacji OP i KP. Populacja PP wykazała najniższą wartość ABS/CS, TR/CS, ET/CS przy najniższym udziale aktywnych centrów reakcji wynoszącym 55%.

Na podstawie wykresu (Ryc. 3.3.26.) sporządzonego dla danych z czerwca stwierdzono, że wszystkie badane populacje *Phragmites australis* cechowały się wysoką wydajnością PSII. Zaobserwowano wysokie wartości absorbancji energii przez przekrój liści (ABS/CS), wychwytywania energii (TR/CS), transportu elektronów (ET/CS) oraz procent aktywnych centrów reakcji (RC/CS).

W lipcu populacja KP osiągnęła najwyższą wydajność PSII, co przedstawia model liści (Ryc. 3.3.27.). Przy najwyższych wartościach ABS/CS, TR/CS, ET/CS, populacja ta cechowała się najwyższą wartością aktywnych centrów reakcji (RC/CS). Pozostałe populacje OP, PP, MP, CP i DP miały takie same bądź bardzo zbliżone do siebie wartości ABS/CS, TR/CS, ET/CS, RC/CS. Były one niższe niż w populacji KP. Aktywność centrów reakcji była stosunkowo wysoka i wynosiła odpowiednio 88%, 80%, 85%, 85% i 84% wartości obserwowanej w populacji występującej na łądźce węglowej w Kostuchnie (KP).

Wyniki uzyskane w sierpniu wskazują, że populacje OP, KP, CP i DP wyróżniały się na tle pozostałych dwóch populacji (PP oraz MP) wysoką wydajnością PSII (Ryc. 3.3.28). Przy dość wysokich wartościach absorpcji energii przez przekrój liści (ABS/CS), miały również wysokie wartości wychwytywania energii (TR/CS), transportu elektronów (ET/CS) i wysoki procent aktywnych centrów reakcji (RC/CS). Populacje PP i MP charakteryzowały się niższymi wartościami ABS/CS, TR/CS, ET/CS, a procentowa pula aktywnych centrów reakcji (RC/CS) osiągnęła odpowiednio 80% i 67%.

Ostatni miesiąc pomiarowy wykazał, na podstawie sporządzonego modelu (Ryc. 3.3.29), że populacja CP osiągnęła najwyższą wydajnością PSII w porównaniu z innymi populacjami. Przy wysokich wartościach absorpcji energii przez przekrój liści (ABS/CS) oraz wysokich wartościach wychwytywania energii (TR/CS), zaobserwowano również wysokie wartości ET/CS oraz maksymalną pulę aktywnych centrów reakcji wynoszącą 100%.

Pozostałe populacje OP, PP, KP, MP, DP osiągnęły nieco niższe wartości dla wszystkich parametrów, a procent aktywnych centrów reakcji wynosił nie mniej niż 80%.

4. Dyskusja

Spontaniczne zarastanie terenów przemysłowych jest bardzo ważne w aspekcie przyrodniczym, ekologicznym i krajobrazowym. Roślinność przyspiesza inicjowanie rozwoju życia biologicznego, stymuluje procesy glebotwórcze w przypowierzchniowych warstwach utworu, zwiększają dynamikę obiegu pierwiastków. Rośliny poprzez system korzeniowy pobierają pierwiastki i transportują je na powierzchnię wraz z opadającą martwą materią organiczną pod koniec sezonu wegetacyjnego. Pierwiastki te są wymywane w przypowierzchniowy profil glebowy albo też przemieszczają się w wyniku działalności edafonu³ glebowego rozwijającego się w strefie korzeniowej. Procesy życiowe roślin wpływają na poprawę warunków oksydacyjno-redukcyjnych w gruncie oraz zwiększają rozpuszczalność związków w głębszych warstwach podłoża. Wykazano, że istotna z punktu jakości gleby zawartość próchnicy oraz aktywność biologiczna jest ściśle powiązana z dostarczaniem do wierzchniej warstwy gleby martwej materii organicznej pochodzącej z nad- jak i podziemnych części roślin (Bradshaw 1997, Maciak 1999, Gołda 2005, Siuta 2009, Ciarkowska 2017).

4.1. Wybór terenu i obiektów badań

Tereny przemysłowe Górnego Śląska stanowią siedliska antropogeniczne, które stwarzają specyficzne warunki do życia dla spontanicznie kolonizujących je organizmów (Skubała 2003, Rostański 2006, Woźniak 2010, Tropek i in. 2012). Warunki siedliskowe, jakie panują na poszczególnych typach terenów przemysłowych różnią się znacząco zależnie od typu terenu i odbiegają istotnie od warunków, jakie panują na siedliskach naturalnych i półnaturalnych.

Długotrwała działalność przemysłowa spowodowała silne przekształcenia wielu elementów krajobrazu. Zmiany widoczne są w litosferze, hydrosferze, atmosferze, biosferze i pokryciu gleby (np. zwałowiska skały płonnej, czy odpadów pohutniczych, osadniki poflotacyjne i popłuczkowe związane z przemysłem cynkowo-ołowiowym, kamieniołomy, piaskownie, niecki osiadania, zapadliska) (Dolny i Harabis 2012).

³ Edafon - ogólna nazwa wszystkich organizmów żywych, w przypowierzchniowej części gleby. Zalicza się do nich mikroorganizmy, zwierzęta takie jak pierścienice, nicienie, larwy owadów oraz glony. Stanowi on około 5% objętości gleby.

Obszary odmienne pod względem warunków siedliskowych, różnią się również przebiegiem procesów ekologicznych i można je traktować, jako olbrzymie laboratoria. Tereny te można wykorzystać do poznawania biologii i mechanizmów rozwoju oraz przemian roślinności, jak również pojedynczych gatunków, które tworzą roślinność spontaniczną powstającą na tych terenach.

Trawy, ich zdolność do różnicowania się w połączeniu z licznymi przystosowaniami morfologicznymi, anatomicznymi, cytologicznymi oraz fizjologicznymi, szerokim zakresem tolerancji traw, dają trawom niespotykane u innych roślin zdolności adaptacyjne. Trawy cechują się niewielkimi, w porównaniu z innymi grupami roślin wymaganiami siedliskowymi (Rostański i Woźniak 2007, Mizianty 1995).

Trzcinnik piaszkowy *Calamagrostis epigejos* to jeden z rodzimych gatunków traw, który często pełni funkcję dominanta w płatach roślinności spontanicznie powstających na nieużytkach poprzemysłowych (Woźniak 2005). Związany jest również z antropogenicznymi siedliskami ruderalnymi i segetalnymi (Kopecký 1986, Kompała i Woźniak 2001, Woźniak i Kompała 2002, Rebele i Lehmann 2001). Zgodnie z klasyfikacją dotyczącą apofitów segetalnych i ruderalnych w Polsce *Calamagrostis epigejos* zaliczany jest do apofitów reprezentujących zbiorowiska ruderalne (Zajac M., Zajac A. 1992). Udział tego gatunku we wszystkich etapach spontanicznej sukcesji świadczy o jego zdolności do kolonizowania szczególnie niesprzyjających siedlisk. Zbiorowiska z *Calamagrostis epigejos* zarówno ze względu na wielkość płatów, jak i częstość ich występowania mają największy udział w strukturze płatów spontanicznej roślinności na zwałach skały płonnej (Woźniak 2010). Dominacja *Calamagrostis epigejos* tłumaczona jest faktem, iż trzcinnik tworzy gęsty wojłok obumarłych liści. Gleba pokryta warstwą suchego materiału organicznego tej rośliny utrudnia innym gatunkom wkroczenie na to siedlisko (Rebele i Lehmann 2001, Rostański i Woźniak 2001).

Somodi i Virágh (2008) wykazali, że *Calamagrostis epigejos* wpływa na ograniczenie liczby gatunków typowych dla siedlisk murawowych, gdyż utrudnia tym gatunkom wkroczenie i rozprzestrzenianie się w zbiorowisku. Zjawisko to związane jest ze zwiększonym zacienieniem powodowanym przez trzcinnik. Gatunek tej trawy bardzo szybko się rozprzestrzenia, wnika m.in. w zbiorowiska muraw kserotermicznych, przez co stanowi zagrożenie dla ich bioróżnorodności. Skuteczne metody ograniczenia ekspansji są drastyczne - to orka i koszenie, co najmniej dwa razy w roku. Jednak metoda ta okazała się

najmniej skuteczna, gdy celem zabiegu było zainicjowanie wzrostu bogactwa gatunkowego płatów (Dengler i Schuhmacher 2012).

Trzcinnik piaskowy cechuje wyjątkowa zdolność do zajmowania siedlisk, których gleba jest skażona np. metalami ciężkimi (Tokarska-Guzik 2007). Według Rebele i Lehmann (2001) udział *Calamagrostis epigejos* często wzrasta na silnie zanieczyszczonych terenach jako monodominant. Stwierdzono odporność tego gatunku trawy na skażenie powietrza i gleby, szczególnie dwutlenkiem siarki oraz metalami ciężkimi. Ta cecha pozwala zasiedlać trzcinnikowi rozległe tereny z pozoru niedostępne dla wielu innych gatunków roślin.

Makrofity, takie jak trzcina pospolita *Phragmites australis* mogą mieć dużą zdolność do akumulacji metali oraz tolerancję na duże stężenie metalu w podłożu. Stanowi idealne rozwiązanie w biomonitoringu *in situ*. *Phragmites australis* to gatunek pospolity, wykazujący tolerancję na ekstremalne warunki środowiska, w tym obecność toksycznych substancji, takich jak metale ciężkie (Ye i in. 1997, Baldantoni i in. 2004, Quan i in. 2007). Badania wskazują, że *Phragmites australis* najlepiej rośnie w żyznej glebie, mimo, że trawa ta ma zdolności do aklimatyzacji do różnych warunków stresu (Hocking i in. 1983).

Korzenie wschodzących roślin bagiennych, takich jak *Phragmites australis*, często rosną w środowisku beztlenowym. W rezultacie, ich tkanki muszą tolerować lub umieć rekompensować niską zawartość tlenu, zwiększone stężenie żelaza i manganu, a czasami kwasów organicznych oraz inne produkty rozkładu materii organicznej. W efekcie wykształciły się strategie pozwalające utrzymać oddychanie tlenowe w tkance korzenia i zapobiec nadmiernemu wchłanianiu żelaza, manganu i innych metali przez korzeń. Otwarta przestrzeń w łodygach, korzeniu i kłacu działa jak kanał dla tlenu pochodzącego z tkanki fotosyntetyzującej (Bedford i in. 1991).

Trzcina *P. australis* jest uważana za roślinę o wysokiej zdolności do detoksykacji i znacznym potencjale fitoremediacji i jest powszechnie stosowany do rekultywacji i oczyszczania terenów podmokłych oraz ścieków przemysłowych zawierających metale ciężkie (Cicero-Fernández i in., 2016).

Wybór gatunków do badań nie był przypadkowy. *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* to gatunki rodzimych traw tworzących płaty, w których pełnią funkcję gatunków dominujących na terenach poprzemysłowych. Związane są również z antropogenicznymi siedliskami ruderalnymi i segetalnymi (Kopecký 1986, Kompała i Woźniak 2001, Rebele i Lehmann 2001). *Calamagrostis epigejos* jak i *Phragmites australis* cechują się wyjątkową zdolnością do zajmowania siedlisk, często o poważnie skażonej glebie

oraz tendencje do ekspansywnego poszerzania zasięgu (Tymińska-Zawora i in. 2003, Kamiński 2004, Tokarska-Guzik 2007).

4.2. Skład gatunkowy i funkcjonalny badanych gatunków

Badania prowadzone nad roślinnością spontaniczną na różnych typach terenów przemysłowych, charakteryzujących się odmiennymi warunkami siedliskowymi, wykazały że wzorce przestrzenno-czasowe roślinności na siedliskach ukształtowanych przez człowieka są inne, niż na siedliskach naturalnych i półnaturalnych (Hoobs 2006, Woźniak 2010). Wzorce przestrzenno-czasowe roślinności na siedliskach ukształtowanych przez człowieka – to mozaika płatów roślinności, w których gatunkami dominującymi bardzo często są *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis*.

Bogactwo i różnorodność gatunkowa płatów roślinności spontanicznej zależy od wielu czynników. Analizowane i wymieniane są m.in. takie czynniki jak: wiek, wielkość, otoczenie zwałów. Przyjmuje się, że wraz z wiekiem zwałów maleje różnorodność gatunkowa. Ujednolicający wpływ czasu jest spowalniany i modyfikowany przez różnicujące oddziaływanie heterogenne środowiska (niche diversities) (Woźniak 2010).

4.2.1. Dominacja, konkurencja i współwystępowanie

Współwystępowanie wielu gatunków w określonej przestrzeni, poznanie, mechanizmów umożliwiających dzielenie zasobów fascynowały badaczy od dawna. Wilson (1990) wyróżnia dwanaście koncepcji próbujących wyjaśnić współwystępowanie gatunków). Wśród koncepcji istotnych ze względu na zagadnienia prezentowane w niniejszej pracy wymienić należy koncepcję nisze: środowisko zmienia się w przestrzeni (May 1973) oraz koncepcja równowagi, która zakłada, że środowisko zmienia się w czasie (Chesoon 1986). Są to zagadnienia szczególnie ważne z punktu widzenia prezentowanej pracy. Silna konkurencja wewnątrzgatunkowa, jaka może występować w płatach zdominowanych przez jeden gatunek, szczególnie w płatach, w których zagęszczenie gatunku dominującego jest wysokie (duże pokrycie). Kształtowanie się w takich warunkach plastyczności fenotypowej ma szczególne znaczenie praktyczne i poznawcze. Ujęcie konkurencji w kontekście czynnika potencjalnie wpływającego na plastyczność fenotypową, możliwości adaptacyjne, koncepcji – zależności konkurencji od zasobności środowiska (Grime 1979) jest istotnym zagadnieniem. Określa on częściowo liczbę gatunków występujących w warunkach

stresu⁴. W warunkach stresu konkurencja między gatunkami maleje. Wiele zjawisk obserwowanych w biocenozach jest wyjaśnianych z wykorzystaniem pojęcia konkurencji. Dostępnych jest jednak kilka definicji konkurencji. Tak np. Grime przewiduje, że najwyższe maksymalne tempo wzrostu części wegetatywnych (maksymalna zdolność do wykorzystywania zasobów) umożliwia gatunkom bycie lepszymi konkurentami (Grime i Hunt 1975). Natomiast Tilman (1982, 1988) uważa, że gatunki z minimalnymi wymaganiami wobec zasobów (R^*) są skutecznymi konkurentami. Przyczyną przedstawionych różnic, jest wspomniane wcześniej, odmienne definiowanie konkurencji. i.) wykorzystywania zasobów (Grime i Hunt 1975) ii.) tolerancji i znoszenia niskich poziomów zasobów Tilman (1982, 1988) (Grace 1990). Oba ujęcia różnią się przewidywaniami, co do tego, jakie cechy biorą udział w nadawaniu gatunkowi miana lepszego konkurenta (Thompson 1987). Odmienne ujęcie dotyczy również natury ewolucyjnego kompromisu leżącego u podstaw zdolności konkurencyjnych (Thompson 1987, Tilman 1987, Thompson i Grime 1988). Z punktu widzenia prezentowanej pracy i ustalenia, jak warunki środowiska abiotycznego i biotycznego modyfikują cechy osobników tego samego gatunku ustalenie, którzy konkurenci są ważniejsi lub silniejsi – czy gatunek i/lub zaadaptowane osobniki, który jest w stanie skutecznie wyprzeć inne gatunki (competitive effect), czy gatunek i/lub zaadaptowane osobniki, który jest w stanie skutecznie przed takim wyparciem (competitive response) się obronić (Goldberg 1990) jest kluczowe.

Zagadnienie konkurencji jest silnie związane ze zjawiskiem dominacji. Osobniki gatunków dominujących, konkurują ze sobą (konkurencja wewnątrzgatunkowa). Ze względu na swoją biomasę, jak i biologiczną aktywność gatunki dominujące wpływają silnie na warunki siedliskowe pozostałych gatunków w danym zbiorowisku (Whittaker 1965). Uznaje się, że gatunki dominujące to, te które odniosły konkurencyjny sukces. Jeśli, konkurencja, to interakcja polegająca na wykorzystywaniu takich samych zasobów, które są ograniczone, przez dwa lub więcej gatunków (Tilman 1982), wówczas, za jedyne kryterium konkurencyjnego sukcesu uznaje się doprowadzenie jednego gatunku przez drugi do wyginięcia. Wówczas, konkurencyjny sukces może być definiowany w oparciu o dominację gatunku w zbiorowisku. Rola gatunków dominujących dla funkcjonowania ekosystemu była wielokrotnie podkreślana w różnych pracach (Whittaker 1965, Tilman 1982).

⁴ Stres Grime rozumiał jako zjawiska ograniczające produkcję fotosyntetyczną, zaś zaburzenia jako częściowe lub całkowite zniszczenie rośliny (GRIME 1979 p.7).

Gatunki dominujące pełnią ważną rolę w skali funkcjonowania ekosystemu, jak również w skali funkcjonowania zbiorowisk. Struktura niektórych zbiorowisk jak np. zbiorowisk wodna oparta jest o gatunek dominujący (Tomaszewicz 1980, Wołek 1997). Franklin (2002) natomiast wykazuje, że gatunki dominujące definiują zbiorowiska. Stanowią one swoiste wyznaczniki zbiorowisk, zwłaszcza roślinnych. Wykazano, że gatunki dominujące wpływają na wzorce przestrzenne roślinności. Dale (1999) pokazuje, że wzorzec przestrzenny jednego lub kilku gatunków dominujących, wpływa na wzorzec roślin współwystępujących.

W tym kontekście znaczenie plastyczności fenotypowej gatunków dominujących ma szczególne znaczenie w świetle roli tych gatunków w funkcjonowaniu zbiorowisk. W zbiorowiskach naturalnych gatunki dominujące grają kluczową rolę w krótkoterminowej reakcji (resistance – możliwości układu ekologicznego do buforowania zaburzenia). Zaburzeniem może być np. wypadnięcie mniej obfitych gatunków. Dzięki obecności gatunków dominujących, strata mniej obfitych gatunków nie wpływa na funkcjonowanie ekosystemu (Sshwartz i in. 2000, Geider i in. 2001, Chapin i in. 2000, Diaz i Cabido 2001). Dlatego też, identyfikacja gatunku dominującego i funkcjonowanie ekosystemu są silnie powiązane (Smith i Knapp 2003, Grime 1998, Vanni i in. 2002). Podobnie istotne jest zidentyfikowanie zmienności osobniczej gatunków dominujących, będącej reakcją na odmienne warunki siedliska.

Gatunki dominujące oraz gatunki współwystępujące (rzadkie i nieczęste) (*subordinate sensu* Grime 1998) połączone są funkcjonalną zależnością polegającą na tym, że zsumowane gatunki o małej obfitości są głównymi elementami różnorodności roślinności (płatów, zbiorowisk roślinnych (Whittaker 1965, Grime 1998) jednak ze względu na zdarzenia losowe i zaburzenia gatunki nie dominujące (*subordinate*) są bardziej narażane na wypadnięcie ze zbiorowiska (Tilman i El Haddi 1992, Leach i Givnish 1996, Mac Arthur i Wilson 1967, Pimm i in. 1988, Hubbell 2001). Jednak gatunki dominujące i gatunki często występujące wykorzystują więcej zasobów, ale są jednocześnie głównymi producentami biomasy (Whittaker 1965, Grime 1998, Geider i in. 2001). Często do określenia tych zależności wykorzystywane są syntetyczne modele zbiorowisk (Loreau i in. 2001).

4.2.2. Znaczenie parametrów biocenotycznych a koncepcja complimentary effect

Ostatnie prace ujawniły, że procesy ekosystemowe reagują wyraźnie na zmiany w różnorodności gatunków lub grup funkcyjnych (Loreau i Hector 2001). Loreau i Hector (2001) sugerują, że obserwowane zmiany w procesach ekosystemowych mogą być generowane przez kombinację różnych efektów (Tilman i in. 1997, Loreau 1998, 2000). Te efekty można podzielić na dwie klasy. Po pierwsze, są te, które wynikają ze zróżnicowania nisz (które w dużym uproszczeniu można utożsamiać z mozaiką mikrosiedlisk w obrębie płatu danego zbiorowiska lub większego obszaru) lub ułatwiania (facility) między gatunkami, i które mogą zwiększać wydajność (efektywność funkcjonowania) zbiorowisk powyżej tych oczekiwanych od wydajności poszczególnych gatunków (complimentary effect sensu Loreau i Hector 2001). Rozróżnianie efektów niszowego różnicowania (nich differentiation) i ułatwiania (facility effect) może często być trudne w praktyce; dlatego te mechanizmy Loreau i Hector (2001) określają wspólnie pojęciem „efektu komplementarności”. Bardzo dobrym modelowym przykładem „efektu komplementarności” w zbiorowiskach roślinnych (który obejmuje zarówno podział zasobów, jak i ułatwianie) powstaje między roślinami strączkowymi, które mają zdolność wiązania azotu atmosferycznego, dzięki czemu inne rośliny w zbiorowisku mają lepszy dostęp tylko do azotu w glebie (Loreau i Hector 2001).

Niezwykłe warunki siedliskowe na stworzonych przez człowieka siedliskach, takich jak tereny przemysłowe, były podkreślane od dłuższego czasu (Box 1999, Rotherham 2017). Oczekiwano i udokumentowano, że skrajnie odmienne od dotychczas znanych, warunki siedliskowe znajdują odzwierciedlenie w składzie gatunkowym spontanicznie rozwiniętej się roślinności, a następnie w całych ekosystemach powstałych *de novo* (Piekarska i in. 2014, Tropek i in. 2012).

Tereny przemysłowe, a zwłaszcza po-górnice, zostały wykorzystywane przez Doley i Audet (2011), jako przykład krajobrazu silnie przekształconego po zakłóceniu, którego warunki i roślinność nie przypominają lub w niewielkim stopniu przypominają warunki obszarów naturalnych i/lub półnaturalnych. Zgrupowania organizmów, w tym zbiorowiska roślinne, które powstały i powstają w miejscach stworzonych przez człowieka w krajobrazie antropogenicznym, nazywane są "nowymi ekosystemami" "novel ecosystems" (Collier i Devitt 2016). Ekosystemy te definiuje się jako nie posiadające historii, nie przypominające dotychczas znanych ekosystemów, które zostały ukształtowane przez

warunki abiotyczne i/lub biotyczne, często przekraczające znane, jako sprzyjające rozwojowi organizmów żywych (Hallett i in. 2013). Siedliska przemysłowe są często bardzo charakterystycznymi, wyodrębniającymi się elementami krajobrazu. Dlatego też, przydatne i właściwe będzie używanie dla tych wykreowanych w wyniku działań człowieka nowych fragmentów krajobrazu terminu "wyspa środowiska" Błońska i in. 2018 (in press).

Wszystkie wymienione powyżej okoliczności mogą być powodem, dla którego większość krajowych klasyfikacji roślinności (Matuszkiewicz 2001, Rodwell 2000) nie zawiera opisu i systematycznej pozycji płatów roślinności spontanicznie porastającej różne typy terenów przemysłowych, miejskich i przekształconych w inny sposób. Rotherham (2017) przedstawił przykład Wielkiej Brytanii, gdzie większość nowo opracowanych zbiorowisk organizmów m.in. zbiorowisk roślinnych jest mało znana, a Brytyjska Klasyfikacja Roślinności (NCV) (np. Rodwell, 2000) nie uwzględnia tych jednostek roślinności.

4.2.3. Różnice w składzie gatunkowym

Badania dotyczące klasyfikacji roślinności na terenach przemysłowych przez długi czas borykały się z trudnościami wynikającymi z niedopasowania do istniejących systemów. Skład gatunkowy fizjonomicznie wyróżniających się typów roślinnych na terenach przemysłowych jest czasami bardzo bogaty w gatunki (Cohn i in. 2001), ale ich fizjonomia i powtarzalność oraz możliwość rozpoznawania w terenie opierają się na obecności, często odmiennych funkcjonalnie i ekologicznie różnych gatunków dominujących (Prach i Pysek 1999, Woźniak 2003, 2005). Jednak licznym osobnikom dominującej rośliny zwykle towarzyszy duża liczba współwystępujących gatunków o niskiej liczebności i obfitości (Whittaker 1965, 1972, Stefanek 2015, Bąba i in. 2017).

Dotychczas na terenach przemysłowych przeprowadzono badania dotyczące identyfikacji i klasyfikacji spontanicznej roślinności rozwijanej się na tych niesprzyjających siedliskach (Jochimsen 1991, Schulz i Wiegler, 2000, Kompała-Bąba i in. 2004, Woźniak i Cohn 2007). Znacznie więcej badań poświęcono opisowi i zrozumieniu procesu spontanicznej sukcesji przebiegającej na terenach przemysłowych (Jentsch 1975, Jochimsen i in. 1995, Prach i Pysek 1994a, Wiegler i Felinks 2001, Prach i in. 2001, Prach i in. 2007, Markowicz i in. 2015). Wiele prac dedykowano również różnym aspektom rekultywacji (Hodacova i Prach 2003, Prach i Pysek 2001, Prach i Pysek 1994b, Aldy i in. 2011). Jednak dla wszystkich tych badań istnieje jeden niezbędny punkt wyjścia, jakim jest identyfikacja i klasyfikacja roślinności. Nie wszystkie publikacje zamieszczają informacje

o zidentyfikowanej roślinności, koncentrując się bardziej na analizach. Jednak w opisie analiz i ich interpretacji wymienia się niektóre gatunki, które można uznać za istotne w strukturze roślinnej, a ich rolę, jako zbiorowisko twórczą.

Tylko kilka publikacji odnosi się do danych dotyczących spontanicznej roślinności lub sukcesji zebranych dokładnie z terenów związanych z wydobywaniem węgla kamiennego i zwałów cynku i ołowiu. Jest to prawdopodobnie związane z faktem, że florystyczny skład płatów roślinności, które spontanicznie rozwijają się na terenach przemysłowych (np. hałdy kopalni węgla kamiennego, hałdy cynku i ołowiu, kamieniołomach, hałdach żelaza) lub w niektórych ruderalnych siedliskach są w zasadniczy sposób różne od zbiorowisk występujących w naturalnych i półnaturalnych siedliskach. Powoduje to problemy z włączeniem ich do istniejących (dobrze zdefiniowanych) zespołów roślinności systemu Braun-Blanquet'a (Jochimsen 2001b, Kompała-Bąba 2013, Matuszkiewicz 2001, Mucina 2016, Rodwell 2000, Rotherham 2017, Woźniak 2010).

Występowanie poszczególnych typów roślinności na hałdach pogórnich zostało kompleksowo przedstawione przez Cabałę i Sypień (1987) dla Górnego Śląska oraz przez Kuczyńską i in. (1984) dla Dolnego Śląska. Udokumentowali oni szereg zielnych (nieleśnych) zbiorowisk roślinnych, m.in. zdominowanych takie gatunki zielne, jak przez *Calamagrostis epigejos*, *Tussilago farfara*, *Chamaenerion palustre*, *Daucus carota*, *Poa compressa*. Jako mniej częste odnotowane zostały płaty zdominowane przez: *Solidago gigantea*, *Achillea millefolium*, *Tanacetum vulgare*, *Artemisia vulgaris* i *Deschampsia caespitosa*.

Płaty roślinności początkowych stadiów sukcesji zdominowane przez *Chamaenerion palustre* zostały uznane za istotny element roślinności również w początkowej fazie sukcesji osadników sedymentacyjnych (Gillardelli 2013, Řehounková i in. 2011, Trzcińska-Tacik 1966, Woźniak 2006). Płaty roślinności sklasyfikowane jako *Centaurea stoebe*-*Chamaenerion palustre* opisano z siedlisk gruboziarnistych (tłuczniowych) występujących w kamieniołomach, na obszarach kolejowych lub na hałdach (Kompała-Bąba 2013, Řehounková i in. 2001, Woźniak i Rostański 2001).

Niektóre płaty zdominowane przez *Tussilago farfara*, *Solidago gigantea*) odpowiadają typom roślinności identyfikowanym w kamieniołomach, piaskowniach, osadnikach cynku i ołowiu, poboczach dróg, na opuszczonych polach, gruzach i placach budowy (Kompała i Woźniak 2001, Prach i in. 2013, Stefanek 2015).

Duża część roślinności występująca w najbliższym sąsiedztwie badanych płatów sklasyfikowana była jako płaty zdominowane przez takie gatunki traw, jak: *Calamagrostis*

epigejos, *Phragmites australis*, *Festuca arundinacea*-*Festuca rubra*. Potencjał kolonizacji gatunków z rodzaju *Festuca* został wykorzystany w praktyce rekultywacyjnej (Holl 2002).

Płaty roślinności z przewagą gatunku szuwarowego *Phragmites australis* mają nieco odmienny skład florystyczny, w porównaniu z płatami szuwaru *Phragmitetum communis*, które można znaleźć w pobliżu jezior, rzek lub porzuconych łąk i niektórych solnisk (Esselink i in. 2002). W składzie florystycznym szuwaru *Phragmites australis* dominują gatunki szuwarowe, brak jest gatunków ruderalnych i innych, takich jak: *Bidens frondosa*, *Poa palustris*, *Urtica dioica*, *Calamagrostis epigejos*, *Solidago gigantea*. Najczęstszym typem roślinności trawiastej na terenach przemysłowych są płaty zdominowane przez *Calamagrostis epigejos* (Prach i in. 2013, Rebele i Lehmann 2001, Stefanowicz i in. 2016, Woźniak 2005). Poza hałdami poeksploatacyjnymi ten typ roślinności odnotowano na hałdach Solvaya (Cohn i in. 2001, Trueman i in. 2000), osadnikach cynku i ołowiu (Kompala i in. 2004) oraz porzuconych wysypiskach (Stefanek i in. 2012, 2015) i na piaskownicach (Bąba i in. 2005).

Ustalając czy istnieją różnice w składzie gatunkowym roślin współwystępujących z badanymi gatunkami dominantów na różnych typach warunków siedliskowych stwierdzono, że w badanych występuje zmienna liczba gatunków. W płatach zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* najwięcej gatunków stwierdzono w płatach porastających zwały płonnej. Podobnie w płatach zdominowanych przez *Phragmites australis* najwięcej gatunków stwierdzono w płatach porastających zwały płonnej.

Różnorodność gatunkowa, funkcjonalna, każdy przejaw różnorodności ma znaczenie dla funkcjonowania ekosystemów, szczególnie ekosystemów przekształconych przez człowieka (Hoobs 2006). Jednak samo pojęcie różnorodności nie jest dobrze zdefiniowane (Peet 1974). Dostępnych jest wiele definicji różnorodności (por. Peet 1974), jednak nie powstała jeszcze taka, która byłaby powszechnie stosowana i ogólnie akceptowana. Proponowano nawet, by z pojęcia bioróżnorodności zrezygnować z powodu jego wieloznaczności i trudności w interpretacji. Nie mniej jednak, w badaniach prowadzonych na poziomie zgrupowań organizmów, zbiorowisk roślinnych, relacji między roślinnością, a biomasą oraz roślinnością a biotycznymi parametrami podłoża, nadal z dobrym skutkiem porównuje się wykorzystując wartości wskaźników różnorodności i porównuje się bogactwo jak również różnorodność florystyczną roślinności w płatach różnych siedlisk.

Poznanie wzorców różnorodności w układach ekologicznych od dawna fascynowało badaczy. Wykazano m.in., że powtarzalność składu gatunkowego organizmów we względnie

stałych określonych okolicznościach warunków siedliskowych (Wilson i in. 1996, Verhoven 2001, Dzwonko 2007).

Ocenę różnorodności roślinności w obrębie jednego typu roślinności przeprowadza się według rozmaitych kryteriów. Obecnie często dla określenia liczby zbiorowisk i ich wewnętrznego zróżnicowania stosuje się algorytm numeryczny, który na podstawie podobieństwa składu gatunków i ich pokrycia tworzy grupy najbardziej podobnych płatów (Kent i Coker 1992). Pozwala to na wskazanie, które z badanych fragmentów roślinności są do siebie najbardziej podobne. Za miarę bogactwa roślinności tak charakteryzowanej przyjmuje się liczbę (grup różniących się od siebie) gatunków, cech, zbiorowisk (za Falińska 2004). W prezentowanej pracy testowano wewnętrzne zróżnicowanie jednego typu roślinności, jednego gatunku dominującego. Badano, czy zbiorowiska zdominowane przez dany gatunek trawy będą się różniły składem gatunkowym roślin współwystępujących, zależnie od charakteru podłoża, na który wytypują.

Częste występowanie płatów roślinności spontanicznej, w których gatunkami dominującymi są *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* było podawane z terenów przemysłowych w wielu pracach (Cabała i Sypień 1987, Kuczyńska i in. 1984, Rostański (2006, Prach i Pysek 2001, Cohn i in. 2001).

Bogactwo gatunkowe analizowanych płatów roślinności wynika ze składu flory danego typu zwałów przemysłowych. W przypadku zwałów skały płonnej, jak podaje Rostański (2006) flora charakteryzuje się znacznym bogactwem gatunkowym i liczy ponad 580 gatunków roślin naczyniowych. Tak liczba gatunków roślin naczyniowych, stanowi ok. 1/5 składu flory Polski (Mirek i in. 2002). Bogactwo flory terenów przemysłowych wydaje się być zjawiskiem częstym, ponieważ terenach przemysłowych w Czechach również stwierdzono znaczną liczbę gatunków (ponad 580) tam występujących (Pysek i in. 2003). Na hałdach pogórnich Donbasu (Ukraina) odnotowano ponad 260 gatunków roślin występujących spontanicznie (Rostański i Zhukov 2001). Analiza składu i porównanie bogactwa gatunkowego spontanicznych flor zwałów po górniczych Europy wykazała znaczne bogactwo tych siedlisk (Rostański i Trueman 2001, Tokhtar i in. 2003, Rostański 2005, Woźniak i in. 2005). Prowadzone w drugiej połowie XX wieku badania flory i roślinności terenów przemysłowych Polski i Górnego Śląska wskazują także na znaczne bogactwo flory tych siedlisk (Szafer 1956, Górski 1978, Cabała, Sypień 1987, Rostański 1991, 1997a, b, 2000b, Wika i Sendek 1993, Cabała i Jarzabek 1999a–c, Patrzalek 2000, Pasierbiński i Rostański 2001, Woźniak, Rostański 2001, Woźniak, Kompala 2002, Woryna i Rostański 2003).

Trawy należą do najliczniej występującej grupy roślin na zwałowiskach przemysłowych, tworząc często zwarte, wielkopowierzchniowe darnie. Udział traw w spontanicznej pokrywie roślinnej różnego typu terenów przemysłowych były już wcześniej analizowane (Rostański 1999, 2000a, Rostański i Woźniak 2001, Woźniak 2003b, 2005a, Patrzalek 1984, Patrzalek 2003a).

Bogactwo gatunkowe jest wskaźnikiem, który nie uwzględnia liczebności (obfitości) osobników poszczególnych gatunków. Wskaźnik Shannon'a, uwzględnia bogactwo gatunkowe, jak również obfitość gatunków. Obfitość gatunków, może być mierzona na wiele sposobów np. liczbą osobników, ilością suchej masy lub pokryciem gatunku. Wskaźnik ten pośrednio może dostarczać informacji oraz wskazywać na rozdział zasobów środowiska między poszczególnymi populacjami (Whittaker 1970). Wskaźnikowi Shannon'a przypisywano duże znaczenie funkcjonalne (Weiner 1999).

Analiza wartości wskaźnika Shannon'a badanych płatów wykazała różnice. Najwyższe wartości tego wskaźnika stwierdzono w płatach zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* na podłożu zwału skały płonnej. Natomiast najwyższa średnia wartość tego wskaźnika odnotowana została w płatach porastających zwały cynkowo-ołowiowe. Dla płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* najwyższe wartości i najwyższe średnie wartości tego wskaźnika wyróżniają płaty porastające zwały skały płonnej.

Analiza wartości wskaźnika równomierności E badanych płatów wykazała różnice. Najwyższe średnie wartości tego wskaźnika stwierdzono w płatach porastających siedliska zwałów cynkowo-ołowiowe. Natomiast najniższe wartości i najwyższa średnia wartość wskaźnika równomierności E wyliczono dla płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* w płatach porastających siedliska terenów nieprzemysłowych.

Wskaźnik równomierności E (Evenness), zależy, od całkowitej liczby gatunków, które budują dane zbiorowisko (Symonides 1985b). Jeśli wartości tego wskaźnika będą wyższe dla grupy płatów to oznacza to, że w płatach tych rosną gatunki, których obfitość (np. pokrycie lub biomasa) jest wyrównana. Wskaźnik ten odzwierciedla stosunek rzeczywistej różnorodności do różnorodności maksymalnej.

Analiza wartości wskaźnika dominacji badanych płatów zdominowanych przez *C. epigejos* wykazała różnice. W płatach roślinności porastającej zwały cynkowo-ołowiowe średnia wartość wskaźnika była najwyższa. Natomiast w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* porastających tereny nieprzemysłowe wartość wskaźnika dominacji była najniższa.

W płatach roślinności zdominowanych przez *Phragmites australis* odnotowano różnice w średniej wartości wskaźnika dominacji. W płatach występujących na zwałach skały płonnej stwierdzono najwyższą wartość tego wskaźnika i najwyższą średnią jego wartość. Natomiast najniższa wartość badanego wskaźnika została odnotowana w płatach roślinności porastających zwały cynkowo-ołowiowe.

Inną informację o różnorodności badanych płatów uzyskujemy, jeśli wyliczany jest wskaźnik dominacji. Wskaźnik ten odzwierciedla prawdopodobieństwo, że dany osobnik będzie reprezentował którykolwiek z wielu gatunków zbiorowiska. Jego wartości są tym większe, im bardziej zbiorowisko zdominowane jest przez jeden lub kilka gatunków (Weiner 1999).

Stosowanie wskaźników, często wykorzystanych, obliczanych na podstawie liczebności, frekwencji, zagęszczenia populacji poszczególnych gatunków (Whittaker 1972, Hill 1973, Pielou 1975) umożliwia ocenę podobieństwa i różnic między płatami roślinności (Falińska 2004). W przypadku prezentowanej pracy porównanie płatów zdominowanych przez osobniki tych samych gatunków traw występujące na bardzo różnych typach podłoża. Wskaźniki umożliwiają również porównanie różnorodności roślinności na różnych typach zwałów przemysłowych z wynikami otrzymanymi dla roślinności siedlisk naturalnych i półnaturalnych. Wykazano, że wskaźniki różnorodności i równomierności są bardzo czułymi miarami, jako, że są one wrażliwe, różnią się w reakcji na niewielkie zmiany w strukturze fitocenozy np. wartość wskaźnika różnorodności H' zależy od wielkości płatu (inaczej niż sugerował to Odum 1982). Wskaźnik różnorodności H' , jak i wskaźnik równomierności mogą być wykorzystywane do analizy różnorodności jednego typu fitocenozy w czasie i przestrzeni w tym samym stopniu, co do porównania całkowicie różnych fitocenoz (Kwiatkowska i Symonides 1985). Ta ostatnia właściwość wskaźników różnorodności jest szczególnie przydatna w wypadku prezentowanych wyników.

Charakterystyka bogactwa i różnorodności biologicznej nie będzie pełna jeśli oparta będzie wyłącznie na analizie składu gatunkowego. Analiza taka powinna obejmować zmienność genetyczną wewnątrz populacyjną i między populacyjną (Diaz i Cabido 2001). Jednak tak pełne badania różnorodności na poziomie biocenotycznym są ciągle rzadkie (Zarzycki 1976a, 1976b), mimo że dostęp do technik molekularnych jest coraz powszechniejszy.

4.2.4. Znaczenie parametrów funkcjonalnych

Stwierdzono, że gatunki nie powiązane ze sobą mają podobne reakcje na zakłócenia występujące w środowisku (np. wydeptywanie, wypas, wydobywanie minerałów) (Lavorel i in. 1998, Diaz i in. 1999, Klimešova i in. 2008, Latzel i in. 2008) lub zmiany klimatu (Lavorel i in. 2007) mogą w inny sposób wykorzystywać zasoby (Laliberté i in. 2012), mimo, że nie posiadają takich samych lub podobnych cech morfologicznych, fenologicznych lub biochemicznych i preferencji siedliskowych (Diaz i Cabido 1997, Diaz i in. 1998, Duckworth i in. 2000, Lavorel i in. 2007). Cechy są również uważane za lepsze wskaźniki w testowaniu ograniczeń w grupowaniu się gatunków w zbiorowiskach roślinnych (Keddy 1992, McIntyre i in. 1999, Weiher i in. 1999, Lavorel i in. 2007, Garnier 2007). Filtry geograficzne, rozpraszające i środowiskowe (parametry fizyko-chemiczne gleby) decydują, które gatunki posiadające kombinację odpowiednich cech przechodzą przez nie i tworzą społeczności roślinne (Booth i Larson 1999, Booth i Swanton 2002). Kombinacja tych cech umożliwia rozróżnienie tak zwanych typów funkcjonalnych (Lavorel i in. 2007, Parolin i in. 2012). Do takich cech należą zdolność rośliny do rozmnażania wegetatywnego, które są odpowiedzialne za pozyskiwanie i magazynowanie zasobów (powierzchnia liści, powierzchnia liści, SLA) i reprodukcyjnych (rodzaj rozmnażania, początek kwitnienia, liczba i masa nasion), które decydują o rozmieszczeniu gatunku w przestrzeni i czasie (np. kolonizacja terenów poprzemysłowych po zakłóceniach). Dobrze znaną cechą funkcjonalną pozwalającą na sprawną klasyfikację jest systemy form życiowych (Raunkiaer 1934), typy strategii życiowych Grime'a (Grime 1974, 1979) i często używane proste cechy LSH (Westoby 1998).

W badaniach prowadzonych nad opracowaniem metody klasyfikacji roślinności w wykorzystaniu remote sensing Błońska i in. (2018) (in press), w wyniku klasyfikacji opartej na cechach funkcjonalnych wyodrębniono w naszym badaniu cztery grupy funkcyjne związane ze zdolnością konkurencyjną, tolerancją na stres, stopniem wzrostu. Jedną z grup funkcjonalnych (*Tussilago*), która została uzyskana w tych analizach, obejmuje gatunek rozpoczynający kolonizację terenów poprzemysłowych i wskazuje miejsca oligotroficzne, otwarte miejsca z pełnym światłem. Grupa gatunków charakteryzowana przez takie cechy jak: niższa wysokość korony, wyższa masa nasion i niższe wartości SLA w porównaniu z typem funkcjonalnym *Chamaenerion-Calamagrostis*, może również rosnąć w miejscach, które ulegają częstym zaburzeniom. Podobne wyniki uzyskali Pywell i in. (2003) i Kompała-Bąba (2013). Na terenach nieużytków miejskich wyodrębniono grupę gatunków o niższych

wysokościach, powierzchni liści, ale produkujących więcej nasion, o niższej masie i raczej bez lub o niskim zdolnościach do rozprzestrzeniania się (Kompala-Bąba 2013). Natomiast inne typy funkcjonalne/grupy) (*Phragmites*, *Solidago-Calamagrostis*), zostały wyróżnione przez gatunki przystosowujące się do rzadszych zaburzeń i posiadające takie cechy, jak wyższa wysokość i wytwarzanie nasion o niższej masie, ale prawdopodobnie o większej liczbie oraz o wyższych wartościach SLA i masy nasion (*Chamaenerion-Calamagrostis*). Te grupy mogą również charakteryzować się wyższymi preferencjami w odniesieniu do wydajności pozyskiwania i utrzymywania azotu i wilgotności. W wyniku badań prowadzonych nad roślinnością miejską skupienia płatów o takim składzie gatunkowym zostały zebrane w typy funkcjonalne obejmujące gatunki wieloletnie o cechach konkurencyjnych, takich jak wysoka wysokość, duża powierzchnia liścia, boczne rozprzestrzenianie się, wytwarzające więcej nasion, ale o mniejszej masie i sile grawitacyjnego opadania nasion (seed velocity) (*Reynoutria japonica*, *Phragmites australis*, *Solidago canadensis*, *S. gigantea*) lub cięższe nasiona, ale mniej (np. *Helianthus tuberosus*, *Aegopodium podagraria*, *Chaerophyllum aromaticum*) (Kompala-Bąba 2013). Zwiększenie rozmiaru liści można uznać za próbę zmaksymalizowania przechwytywania światła i maksymalizacji gospodarki roślinnej w celu pozyskania zasobów, które są wykorzystywane do wzrostu i rozwoju.

4.2.5. Różnice w składzie funkcjonalnym

Od dawna dyskutowane są różnice fenotypowe między gatunkami, jako ważnym czynnikiem w utrzymaniu gatunku i różnorodność w zbiorowiskach roślinnych (MacArthur, Levins 1967, Chesson 2000). Różnice w wielkość biomasy nadziemnej osobnika lub głębokość ukorzeniania to często stawiane hipotezy, testowane w celu sprawdzenia czy różnice fenotypowe między gatunkami są sposobem na zmniejszenie konkurencji, co umożliwia współwystępowanie (Ricklefs i Travis, 1980, Silvertown, 2004, Hill i in., 2012). Chociaż nisza (sensu Hutchinson 1953) opisuje niemal wszystkie aspekty interakcji między gatunkami z ich środowiskiem (Chase i Leibold 2003), z teorii ekologicznej opracowanej przez Chesson'a (2000) dotyczącej stabilizującego zróżnicowania nisz "stabilizing niche differences" wynika, że interakcje wewnątrzgatunkowe, stanowią większe ograniczenie dla współwystępowania, niż interakcje międzygatunkowe. W wielu pracach, w których przeprowadzane były analizy roślinności oparte na cechach roślin budujących badane płaty roślinności przewidywano, że uzyskane wyniki wykażą związek między różnorodnością cech badanych roślin, a różnorodnością warunków siedliskowych „nisz”.

W badaniach tych założono, że analiza roślinności oparta o analizę cech może być podstawą, do przewidywania wzorców współwystępowanie gatunków i zmian ich składu (Ricklefs i Travis 1980, Stubbs, Wilson 2004, McGill i in., 2006, Kraft i in., 2008, Ingram i Shurin, 2009, Swenson i Enquist, 2009, Angert i in. 2009, Adler i in. 2013). Testowanie tej relacji ma kluczowe znaczenie, ponieważ może dostarczyć informacji o mechanizmach, dzięki którym cechy fenotypowe wpływają na zrzeszanie się gatunków, wynik inwazji biologicznych, wpływ różnorodności gatunkowej na funkcje ekosystemu i wpływ zmiany klimatu na zbiorowiska roślinne i ich dynamikę (Hill i in. 2012, McGill i in. 2006, Angert i in. 2009, Adler i in. 2013).

4.3. Parametry biometryczne badanych populacji

Wiadomo, że różnorodność cech roślin odgrywa ważną rolę w kształtowaniu się zbiorowisk roślinnych i funkcjonowaniu ekosystemów (Lavorel i Garnier 2002, de Bello i in. 2010, Gotzenberger i in. 2012) ale przyczyny i konsekwencje zmienności cech wewnątrzgatunkowych nadal są słabo poznane (Albert i in. 2010, Violle i in. 2012). Oprócz zmienności genetycznej cechy roślin mogą się różnić znacznie w wyniku fenotypowej plastyczności (Bradshaw 1965, 2000). Wiadomo, że rośliny modyfikują swoją morfologię w odpowiedzi na zmienność czynników abiotycznych, takich jak dostępność światła, wody i składników odżywczych, a szeroko zakrojone badania ujawniły mechanizmy molekularne zaangażowane, wartość adaptacyjną plastyczności i czynników które promują lub hamują ewolucję plastyczności (Pigliucci 2001, Alpert i Simms 2002, Givnish 2002). Niedawno stało się jasne, że rośliny reagują plastycznie nie tylko na swoje środowisko abiotyczne, ale także obecność i tożsamość osobników w sąsiedztwie. Rośliny mogą reagować nie tylko na obecność mikroorganizmów glebowych, ale również rozróżniać korzenie należące do danego osobnika jak również do osobnika niezależnego fizjologicznie, te same i różne genotypy oraz blisko spokrewnione organizmy (Gruntman i Novoplansky 2004, Dudley i File 2007, Semchenko i in. 2014).

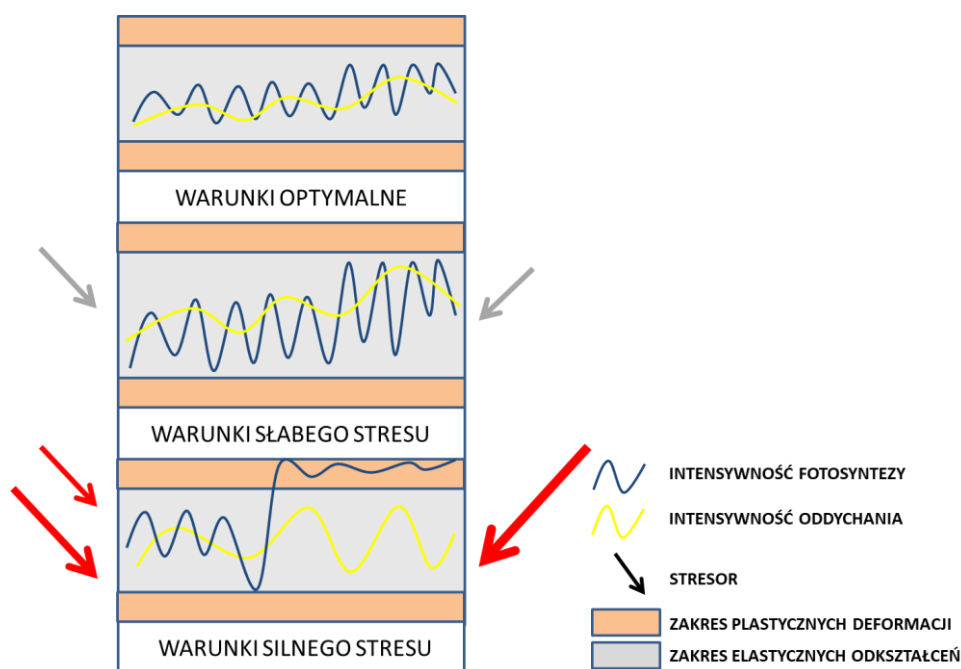
4.4. Parametry fizjologiczne badanych populacji

Zmiany dobowe i sezonowe warunków środowiskowych zachodzą regularnie i wywołują dziedziczną tolerancję roślin, czyli adaptację. Nieregularne zmiany czynników środowiskowych powodują często sprężyste lub plastyczne, niekiedy nieodwracalne, odkształcenia struktur komórkowych. Stopień wrażliwości i podatności na niekorzystne

warunki zawiera się w przedziale, w którym procesy metaboliczne i fizjologiczne funkcjonują na stosunkowo wysokim poziomie. Do reakcji ogólnych zaliczają się deficyt wody oraz stres oksydacyjny. Uszkodzenia plastyczne często nieodwracalne prowadzą do śmierci komórki lub całego organizmu (Starck 2005) (Ryc. 4.4.1.). Stresor nie zawsze wywołuje negatywne efekty. Reakcja stresowa ujawnia się często w postaci odporności oraz nasilonych reakcji umożliwiających powrót do stanu wyjściowego (Nicpoń i Szerement 2014).

Definicję stresu po raz pierwszy do literatury naukowej wprowadził w latach 50-tych ubiegłego wieku Hans Hugon Selye. Pierwsza wprowadzona przez niego definicja określała stres jako: „niespecyficzne reakcje żywych organizmów na stawiane im niespecyficznych żądań”. Pojęcie to wywodzi się od łac. *stringere*, które oznacza „wymuszać reakcję”. W fizyce stres oznacza naprężenie powstające w obrębie ciała określone w paskalach (Pa) pod wpływem zewnętrznej siły mierzonej w Newtonach (N) co wywołuje odkształcenie (ang. *strain*) (Kopcewicz i Lewak 2005, Grygorczuk 2008). Jednym z pierwszych twórców definicji stresu w roślinie jest Levitt (1980), który bazuje na prawach fizycznych. Opisuje on reakcję ciała stałego na wywierane ciśnienie czyli stres (nacisk, naprężenie) powodujący odkształcenia. W przypadku gdy nacisk nie przekracza mechanicznej odporności na określone odkształcenia nie stwierdza się zmian kształtu badanego obiektu po usunięciu nacisku. Jednak, gdy siła nacisku jest zbyt duża dochodzi do odkształceń nieodwracalnych. Stres zatem wywołuje każdy czynnik, który limituje wzrost roślin w stosunku do zdeterminowanych genetycznie możliwości (Starck 2005).

Często pojęcie stres używany jest jako termin określający zarówno czynnik działający na organizm jak i stan organizmu wywołany działaniem tego czynnika. Aby uniknąć ewentualnych nieścisłości w prezentowanej pracy stosowane jest pojęcie (termin) stresor, zamiennie czynnik stresowy, w celu określenia bodźca wywołującego reakcję stresową. Termin stres natomiast będzie używany w celu określenia stanu będącego odpowiedzią i dostosowaniem organizmu do tego bodźca (Starck 2005).



Ryc. 4.4.1 Zależność intensywności fotosyntezy i oddychania od zmiany warunków środowiskowych (Salisbury i Marinos 1985, Starck 2005 zmienione).

Stresory to wszystkie czynniki biotyczne i abiotyczne, których oddziaływanie prowadzi do zaburzenia struktury, funkcji komórki, tkanki lub całej rośliny (Nicpoń i Szerement 2014). Współdziałanie wielu czynników stresowych może wywoływać negatywną reakcję lub powodować wzajemne korzystne wygaszanie ujemnego wpływu jednego stresora przez obecność drugiego. Stresory nie działają na wszystkie organizmy w jednakowy sposób. Wywołują reakcje specyficzne dla danego gatunku, a nawet dla wykształconej w danych warunkach populacji fenotypowej (Nicpoń i Szerement 2014).

Stres to stan, w którym czynniki środowiskowe zaburzają równowagę (homeostazę) organizmu. Jest to również stan, za pomocą którego organizm reaguje na zagrożenie (Grygorczuk 2008).

Reakcje rośliny zależą od charakteru, natężenia i rodzaju stresora oraz od czasu jego działania. Jednak badany jest również wpływ charakteru sensora i innych czynników indukowanych przez czynnik stresowy na aktywację różnych ścieżek sygnałowych. Przypuszcza się bowiem, że nadawanie różnych sygnałów zależy zarówno od pierwotnych zjawisk indukowanych przez działanie określonego stresora, jak również od natury sensora (Starck 2005).

Warunki siedliskowe w znaczący sposób wpływają na fizjologiczne funkcjonowanie organizmów roślinnych, może to wpływać na interakcje między roślinami i innymi

organizmami oraz procesy ekosystemu, jako całość. Zmiany klimatu mogą również modyfikować presję selekcyjną jakiej podlegają rośliny, a zatem zmiany te mają możliwość wpływania na procesy ewolucyjne. W niektórych przypadkach ewolucyjna odpowiedź organizmu na specyficzne warunki środowiska może wystąpić dopiero po kilku pokoleniach (Ward i in. 2000, Franks i in. 2007, Lau i Lennon 2012). Mimo wielu badań dedykowanych tym zagadnieniom wciąż wiele kwestii pozostaje niewyjaśnionych (Franks i in. 2014). Różnice w reakcjach osobników poszczególnych gatunków na presję warunków siedliskowych może wpłynąć na procesy ekologiczne, w tym na interakcje między gatunkami oraz wyniki konkurencji wewnątrz- i międzygatunkowej (Shefferson i Salguero-Gómez 2015). W przebieg tych procesów pozwalających organizmom zaadaptować się do zmiennych warunków abiotycznych i biotycznych zaangażowane są mechanizmy mikroewolucyjne i makroewolucyjne, które mogą być odpowiedzialne za reakcje roślin, w odpowiedzi na zmiany środowiska. Reakcje roślin, w odpowiedzi na zmiany środowiska, mogą polegać również na bezpośrednich reakcjach fizjologicznych. Każdy z omówionych powyżej sposobów reakcji osobników roślin, które poddane zostały presji zmian środowiska, czy o reakcji fizjologicznej czy to reakcji ewolucyjnej wpływają na interakcje z innymi organizmami (Shefferson i Salguero-Gómez 2015).

Mitrović (2008) przeprowadził badania mające na celu sprawdzenie czy osobniki *Calamagrostis epigejos* trzcinika piaskowego będą wykazywały wyraźne różnice w wydajności fotosyntezy porastając siedliska terenów pokrytych lotnym popiołem z wysokim stężeniem arsenu (As), molibdenu (Mo), miedzi (Cu) oraz deficytem selenu (Se) i cynku (Zn), obiektów w dwóch klasach wieku (osadniki 5-cio i 13-letnim). Wbrew oczekiwaniom nie stwierdzono istotnych statystycznie różnic w wydajności fotosyntezy między badanymi osobnikami *Calamagrostis epigejos*. Podobnie badania przeprowadzone przez Lehmann i Rebele (2004) porównujące wrażliwość osobników trzcinika piaskowego *Calamagrostis epigejos* i osobniki *Elymus repens* na obecność metali ciężkich Cu, Pb, Cd wskazują, że *Calamagrostis epigejos* jest mniej wrażliwy na Cu, Pb, Cd niż *Elymus repens* (Lehmann i Rebele 2004).

4.3.1. Reakcja roślin na stresor i mechanizmy adaptacji

Wzrost i rozwój roślin, to procesy dynamiczne, które są modyfikowane przez warunki środowiskowe. Obecnie dostępnych jest wiele narzędzi służących do pomiaru wydajności fizjologicznych parametrów, które wpływają na wzrost i rozwój roślin, a tym samym kształtują odpowiedź roślin na czynniki stresu abiotycznego i biotycznego. W celu określenia

wpływu określonych stresorów na stan fizjologiczny roślin najczęściej badane są takie cechy morfologiczne jak: długość pędów, (Çiçek i Çakırlar 2002, Sharma i Shrivastava 2014, Hashem Abeer i in. 2015) i korzeni (Hashem Abeer i in. 2015), masa owocu (Gunes i in. 2007, Sánchez-Rodríguez i in. 2010, Garriga 2017), całkowita świeża i sucha masa (Romero-Aranda i in. 2001, Çiçek i Çakırlar 2002, Pagter i in. 2005, Sánchez-Rodríguez i in. 2010, Hashem Abeer i in. 2015). Badane były również wybrane cechy anatomiczno-cytologiczne (Romero-Aranda i in. 2001, Pagter i in. 2005, Naumann i in. 2007), oraz cechy fizjologiczne (Çiçek i Çakırlar 2002, Pagter i in. 2005, Sánchez-Rodríguez i in. 2010, Arefifard i in. 2014, Kabiri i in. 2014, Garriga 2017, Gonçalves 2017), m.in. ilość barwników fotosyntetycznych (Gajić i in. 2009, Doğanlar i Atmaca 2011, Arefifard i in. 2014, Kabiri i in. 2014, Sharma i Shrivastava 2014, Hashem Abeer i in. 2015, Gonçalves 2017, Garriga 2017), obecność malonodialdehydu (Gunes i in. 2007, Sánchez-Rodríguez i in. 2010, Kabiri i in. 2014, Garriga 2017), zawartość H_2O_2 (Gunes i in. 2007, Sánchez-Rodríguez i in. 2010, Gonçalves 2017), aktywność lipooksygenazy (Kabiri i in. 2014) aktywność katalazy (Arefifard i in. 2014, Gonçalves 2017), aktywność peroksydazy (Gunes i in. 2007, Doğanlar i Atmaca 2011, Gonçalves 2017), aktywność dysmutazy ponadtlenkowej (Gonçalves 2017), aktywność dehydrogenazy alkoholowej (Bodegom i in. 2008), przemieszczanie węgla, funkcje aparatów błonowych (Darrall 1989, Gunes i in. 2007), zawartość substancji pochłaniających promieniowanie UV (Gunes i in. 2007), efektywność fotosystemu II (Arefifard i in. 2014, Kalaji i in. 2016), fluorescencja chlorofilu (Naumann i in. 2007, Turnau i in. 2008, Gajić 2009, Kalaji i in. 2016).

Rośliny wykształciły szereg mechanizmów ochronnych w warunkach występowania czynnika stresu (stresora) w środowisku. Obecność tych mechanizmów świadczy o adaptacji rośliny do tych trudnych warunków oraz potwierdza, że dany czynnik można zaklasyfikować jako stresor.

Wśród mechanizmów ochronnych, które zostały już poznane wymienić można m.in. obecność fenolu w liściach świadcząca, o mechanizmach ochronnych, które umożliwiają roślinie przetrwać na siedlisku silnie zanieczyszczonym ołowiem (Gajić i in. 2009). Zużycie energii w cyklu ksantofilowym może być podstawowym mechanizmem ochronnym fotosystemu II z nadmiaru energii w warunkach zasolenia i suszy (Naumann i in. 2007). Wykazano również, że ekspozycja roślin na mieszaniny zanieczyszczeń (dwutlenek siarki, ozon, tlenek azotu i fluorowodór) zmieniała próg odpowiedzi na stresor i podwyższyła poziom reakcji hamujących. Niektóre z tych różnic mogą być uwarunkowane czynnikami genetycznymi (Darrall 1989).

Na rośliny wpływają złożone interakcje genom \times środowisko, które określają plastyczność fenotypową w wyniku zmienności składników genetycznych. Plastyczność fenotypowa ma kluczowe znaczenie w zasiedlaniu często nieprzyjaznych terenów miejsko-przemysłowych. Ewolucja jest wynikiem strategii adaptacyjnych, które są preferowane lub dyskryminowane przez dobór naturalny. Istotne staje się znalezienie kompromisu i utrwalenie najbardziej korzystnej cechy bądź zestawu cech umożliwiających opanowanie nowych siedlisk gatunkom potencjalnie nieprzystosowanym i narażonym na niekorzystny wpływ warunków abiotycznych oraz biotycznych (Weiner 1999). Plastyczność fenotypowa prowadzi do ewolucji poprzez opanowanie nowych nisz, zajmowanie nowych siedlisk, specjację lub makroewolucję. Zakres zmian jest ściśle ograniczony i zależny od indywidualnych możliwości każdego osobnika (Gerdien de Jong 2005). Plastyczność morfologiczna umożliwia organizmom przystosowanie do zmiennych warunków środowiska (Wojciechowska 2002). Fenotyp determinowany jest sumą złożonych interakcji szlaków metabolicznych i wewnątrzkomórkowych sieci regulatorowych, odzwierciedlonych w przebiegu procesów fizjologicznych i biochemicznych. W celu wypełnienia luki między genotypem a fenotypem zasadne wydaje się wygenerowanie niezawodnych predyktorów fizjologicznych również dla złożonych cech poprzez analizę parametrów fizjologicznych (Großkinsky i in. 2015). Ekspozycja na różne warunki środowiska wywołuje odrębne typy fenotypów pochodzących z identycznej puli genów.

Powszechne zjawisko jakim jest klonalność roślin daje możliwość badania wpływu odmiennych czynników na ten sam genotyp (Wojciechowska 2002). Davidson i in. (2011) zwraca uwagę, że trudne warunki środowiska, obecność stresorów w środowisku wyróżnia te gatunki rodzime, które utrzymują homeostazę mimo niskiej lub średniej dostępności zasobów. Plastyczność fenotypowa jest uważana za ważny mechanizm ułatwiający makroewolucję. Pierwszy mechanizm polega na tzw. asymilacji genetycznej, co ma szczególne znaczenie przy zajmowaniu przez populację nowych siedlisk. Asymilacja genetyczna dotyczy utrwalenia pewnych cech fenotypu, które są efektem współdziałania wielu genów (Eshel i Matessi 1998). Drugi mechanizm wiąże się z naturalną selekcją poprzez utrzymywanie pewnych typów plastyczności w nowych warunkach, co daje czas na nową genetycznie odmianę w wyniku mutacji i/lub rekombinacji oraz naturalnej selekcji. Utrzymujące się warunki powodują ograniczenie plastyczności spowodowane genetycznym utrwaleniem cechy. Mechanizm ten może towarzyszyć kolonizacji gatunków rodzimych, które zasiedlają tereny powstałe w związku z działalnością człowieka (Wojciechowska 2002, Pigliucci 2005). Tereny przemysłowe sprzyjają występowaniu plastyczności

morfologicznej roślin, gdyż niespotykane wcześniej zróżnicowanie tych siedlisk może być skorelowane z cechami plastyczności. Dodatkowo koszty plastyczności osobników są niskie, ponieważ środowisko zmienia się pomiędzy pokoleniami, a zmiany są duże i przewidywalne. Jeżeli zmienność genetyczna jest możliwa, adaptacja jest realizowana przez polimorfizm, a w przypadku gdy jest ograniczona plastyczność fenotypowa stanowi potencjalną możliwość ewolucji (Wojciechowska 2002).

Pietrini i in. (2003) wykazali, że różne formy wzrostu i poziomy produktywności dwóch klonów *Phragmites australis* są wynikiem zmienności genotypowej. Dwa odrębne klony kierują się odrębnymi strategiami ekofizjologicznymi, powodującymi ich morfotypowe różnicowanie. Specyficzne dla klonów warianty tych cech były znaczące nawet po przeniesieniu roślin na inne siedliska. Badania wskazują na dużą różnicę klonalną trzciny w ekspresji cech morfologicznych nawet w jednakowych warunkach siedliskowych. Wykryto związek między genotypem w zbiorowisku trzciny a ekspresją cech morfologicznych (Pietrini i in. 2003, Engloner 2009). Kluczową rolę w reakcji roślin, a w końcowym efekcie – w jej odporności na stresy, pełnią mechanizmy regulacji ekspresji genów. Różnica pomiędzy gatunkami tolerancyjnymi i wrażliwymi na niekorzystne warunki może wynikać w głównej mierze z precyzji kontroli ekspresji genów (Starck 2005). Liczne badania dowodzą, iż plastyczność fenotypowa a co za tym idzie również zróżnicowanie genetyczne, mają decydujący wpływ na sprawność adaptacyjną roślin w heterogenicznym środowisku (Wojciechowska 2002, Pigliucci 2005, Van Klaunen i Fischer 2005, Baythavong i Stanton 2010).

Adaptacje połączone są z tolerancją na obecność metali. Zmiany adaptacyjne w populacjach terenów metalonośnych mają charakter mikroewolucyjny. Cechy przystosowawcze są utrwalone genetycznie. Wśród cechy adaptacyjnych wymienić należy: odporność na suszę, silniejszy wzrost strefy korzeniowej, ograniczony wzrost pędów, wykształcenie cech kseromorficznych a także wydłużony czas kwitnienia. Część roślin gromadzi metale w korzeniach (ang. shoot excluders) utrzymujące ich niskie stężenie w pędach. Część natomiast akumuluje metale w organach nadziemnych (ang. accumulators). Hiperakumulatory na drodze ewolucji poprzez presję selekcyjną i wykształcenie mechanizmów adaptacji zasiedlają nowe nisze ekologiczne. Wykorzystywane są w fitoremediacji (Siwek 2008). Rośliny żyjące w warunkach stresu środowiskowego wykazują, według teorii Grime, tzw. strategię wzrostu R. Są organizmami krótkotrwałymi i niewielkimi. Posiadają także słabiej rozbudowane części wegetatywne, ponieważ większość energii przeznaczają na reprodukcję. Rośliny o strategii R charakteryzują się szybszym

wzrostem i krótszym cyklem życiowym. Rośliny te wcześniej wchodziły w stadium generatywne, produkują znaczną liczbę, małych nasion, przeznaczając dużą ilość energii na reprodukcję (Nicpoń i Szerement 2014).

Odporność roślin na stres wynika z właściwości organizmu zależnego od genomu i programu genetycznego poszczególnych komórek, zdolności organizmu do naprawy (np. uszkodzony enzym może zostać odtworzony), zdolności dostosowawczych organizmu polegających na modyfikacji fizykochemicznych właściwości struktur komórkowych – adaptacja lub aklimatyzacja. Adaptacja to wynik zmian w genomie w toku ewolucji w wyniku mutacji. Polega na dziedzicznych zmianach struktury i funkcji (Kopcewicz i Lewak 2005). W warunkach słabego stresu roślina uruchamia syntezę kwasu abscysynowego (ABA) i dostosowuje metabolizm do niekorzystnych warunków.

W warunkach silnego stresu obserwuje się destabilizację błon komórkowych, zmiany w transporcie oraz nasilenie syntezy reaktywnych form tlenu (ROS – reactive oxygen species). Powoduje to m.in. akumulację H_2O_2 . Takie zmiany prowadzą często do nieodwracalnych uszkodzeń struktur komórkowych, a w skrajnych przypadkach – do śmierci komórki lub całej rośliny (Starck 2005). Pierwszą fazą odpowiedzi roślin na stresor, jest tak zwana faza alarmu objawiająca się zaburzeniem uwarunkowań strukturalnych i zakłóceniem funkcjonowania podstawowych procesów metabolicznych. Jeżeli stresor nie jest zbyt silny to roślina uruchamia alternatywne drogi metaboliczne i procesy naprawcze lub obronne. Rozpoczyna to fazę odporności, w której organizm utrzuca mechanizmy ochronne i przystosowawcze. Jeżeli natomiast stan stresowy trwa zbyt długo lub natężenie czynnika stresowego zwiększa się, może dojść do trwałych uszkodzeń struktury i funkcji, a nawet do śmierci całego organizmu. Jest to faza wyczerpania. Wykazano, że rośliny posiadają analogiczną do zwierząt odporność wrodzoną, która indukowana jest przy udziale światła. Odpowiedź roślin na działanie czynników stresowych może ujawniać się poprzez zachwianie bilansu wodnego, zaburzenie funkcji błon, zmiany w metabolizmie, zmiany poziomu hormonów i przekaźników sygnałowych, zmiany w ekspresji genów, zwiększenie syntezy białek ochronnych (Nicpoń i Szerement 2014).

4.3.2. Wpływ metali ciężkich i zasolenia podłoża na zmienność osobniczą roślin

W obecności metali ciężkich w podłożu w komórkach i strukturach komórkowych następuje destabilizacja grup funkcyjnych lub zmiany strukturalne enzymów i białek transportowych (kanałów, pomp) (Schützendübel i Polle 2002). Właściwości fizykochemiczne metali takich jak Zn i Pb powodują zmiany w charakterze chemicznymi i biochemicznym głównie atomów tlenu, azotu i siarki upośledzając poważnie przebieg procesów biologicznych (Nieboer i Richardson 1980). Na hałdach po cynkowych obecne są również metale nie wchodzących w oddziaływania typu redoks, takich jak Cd i Hg, które mogą uczestniczyć w reakcjach z grupami tiolowymi i disulfonowymi białek, a to może powodować zaburzenia w prawidłowym fałdowaniu się protein, a tym samym zakłócając biologiczną aktywności białek (Schützendübel i Polle 2002). Metale ciężkie mogą również działać, jako chemiczne substytuty metali, stanowiących kluczowe elementy w reakcjach enzymatycznych (van Assche i Clijsters 1986, Rivetta i in. 1997).

Natomiast nadmiar jonów soli w wodzie, obecny na obu typach badanych terenów przemysłowych, powoduje zaburzenie gospodarki wodnej w komórkach i tkankach, zwiększa się produkcja reaktywnych form tlenu (Kopcewicz i Lewak 2005). Zasolenie powoduje ograniczenie dostępności wody (susza fizjologiczna), a taki stan zaburza prawie wszystkie procesy życiowe roślin, łącznie z upośledzeniem przebieg fotosyntezy, (jony soli oddziałują na chloroplasty), oraz zamknięciem szparek (Starck 1980). Te zakłócenia na poziomie komórkowym i molekularnym (zakłócenie syntezy podstawowych związków organicznych) są przyczyną żółknięcia liści, pojawiania się plam nekrotycznych oraz zahamowania podziałów komórkowych (Kopcewicz i Lewak 2005)

Niski stopień kolonizacji siedlisk zanieczyszczonych metalami ciężkimi tłumaczy się niewystarczającą różnorodnością genetyczną i ograniczoną możliwością wyewoluowania cech tolerancji u roślin oraz koniecznością równoczesnego wytwarzania cech adaptacyjnych przez bakterie symbiotyczne (Siwek 2008). Na terenach przemysłowych wykształciła się charakterystyczna flora metalofitów (obligatoryjnych lub fakultatywnych), której cechy przystosowawcze utrwalone są genetycznie. Rośliny te często mają status populacji i ekotypów tolerancyjnych. Strategia odporności polegająca na unikaniu pobierania metalu (ang. stress avoidance/ang. true exclusion) oraz na pobieraniu metali i neutralizowaniu ich

w komórkach, poprzez wytworzenie specyficznych cech fizjologicznych (ang. tolerance) (Siwek 2008).

Mechanizmy unikania stresu opierają się na ograniczeniu wychwytu metalu (poziom korzenia) poprzez: modyfikacje pH ryzosfery, zwiększone uwalnianie chelatorów metalicznych, kallozy lub symbiozy mikoryzowej. Strategia tolerancji metali polega na detoksyfikacji metalu w symplacie w wyniku: ulepszonej syntezy fitochelatyn, metalotionein, kwasów organicznych, histydyn, które wiążą wolne jony toksyczne w cytozolu, podziału wakuolarnego, odkładania metali w ścianach komórkowych, w starzejących się liściach, aktywacji układu antyoksydacyjnego. Populacje roślin z miejsc zawierających metal mogą pobierać i gromadzić metale w korzeniach, z ograniczeniem transportu do pędów lub magazynować je w pędach. Hiperakumulatory to rośliny gromadzące ogromne ilości metali w pędach. Najbardziej znanymi hiperakumulatorami są *Berkheya coddii*, *Thlaspi caerulescens* lub *Cardaminopsis halleri* (*Arabidopsis halleri*).

Mechanizmy zewnątrzkomórkowe m.in. tworzą strefę utleniającą oraz mają zdolność modyfikowania kwasowości ryzosfery (wyższe pH zmniejsza dostępność metali). Mikoryza arbuskularna (AM) to pozakomórkowa strategia unikania metali. Rośliny mikoryzowe są odporne w większym stopniu na niedobory związków odżywczych, nieprawidłowe stosunki wodne, ataki patogenów oraz obecność metali ciężkich i ksenobiotyków w podłożu (Bąba i in. 2016). Uważa się, że grzyby mikoryzowe wkraczają w kolejnych stadiach sukcesji na zwałowisko, po etapie kolonizacji siedliska przez gatunki pionierskie w tym trawy. Choć istnieją również badania, które wskazują, że kolonizacja siedlisk terenów przemysłowych przez mikroorganizmy w tym również grzyby mikoryzowe dokonuje się bardzo wcześniej w toku sukcesji pierwotnej (Markowicz i in. 2015, Woźniak i in. 2015).

Wykształcenie mechanizmów tolerancji oraz uruchomienie mechanizmów detoksykacji wymaga poniesienia kosztów takich jak: słabsze tempo wzrostu, niższa produktywność biomasy, karłowatość, rozbudowana strefa korzeniowa, ograniczony wzrost pędów oraz mniejsze kwiaty.

Wyróżniono dwa typy tolerancji:

- tolerancja indukowana (ang. inducible tolerance) ma podłoże genetyczne i pojawia się na skutek kontaktu z wysokim stężeniem metali w podłożu,
- tolerancja konstytucjonalna (ang. consistutional tolerance) występuje gdy rośliny w środowisku naturalnym nie zetknęły się z takim stężeniem metali, które mogłoby wywołać presję selekcyjną. W tym wypadku znaczenie ma zdolność genotypu do wytworzenia sprawnej adaptacji w warunków środowiska.

Uważa się, że jednoczesne występowanie kilku stresorów abiotycznych, a nie szczególnego stresora, który jest największym zaburzeniem równowagi roślin wpływa negatywnie na prawidłowy rozwój roślinności. Ostatnie badania wykazały, że reakcja roślin na kombinację dwóch różnych stresorów abiotycznych jest wyjątkowa i nie można bezpośrednio ekstrapolować z reakcji roślin na każde z natężeń oddzielnie (Mittler 2006).

Stresory środowiskowe wywołują w roślinach szereg zmian i zaburzeń, które następują po sobie w pewnym porządku zależnym od procesów fizjologicznych i biochemicznych roślin. Nawet nadmierne stężenie pierwiastków śladowych niezbędnych do prawidłowego wzrostu roślin prowadzi w pierwszej kolejności do uszkodzenia kompleksu fotosystemu II (LHCII), gdyż Cu zastępuje Mg w trimerach systemu antenowego II - LHCII. Stan ten wpływa na zmniejszenie zawartości chlorofilu, a także rozpraszanie ciepła (NPQ). Nieprawidłowe funkcjonowanie plastocyanin ze względu na brak Cu, który jest potrzebny dla jego centrum aktywnego. Wpływa to na zmniejszony przepływ elektronów przez PSII (Φ PSII). Obserwuje się również spadek pigmentów fotosyntetycznych, a w ostatecznym efekcie mechanizmy te prowadzą do zmniejszenia produkcji skrobi i tlenu (Thomas i in. 2016).

4.3.3. Aktywności fotosyntezy, jako wskaźnik stanu fizjologicznego osobnika

Stres towarzyszy każdej roślinie, która rośnie w niekontrolowanych warunkach. Pierwszy objaw stresu to spadek aktywności fotosyntetycznej rośliny poprzez zmniejszenie ilości powierzchni fotosyntetycznej, szybszy rozpad barwników fotosyntetycznych, zakłócenie czynności aparatów szparkowych i zmiany w intensywności wymiany gazowej (Burghardt i Riederer 2006). Glutation odgrywa bezpośrednio ważną rolę ochronną w fotosyntezie w obecności czynników stresowych takich jak Cd. Glutation jest ważnym przeciwutleniaczem i tworzy z utlenionym glutationem, ważną parę redoks. Synteza i redukcja glutationu są energetycznie bardzo kosztowne dla roślin: osiem elektronów na cząsteczkę jest wymaganych do redukcji siarczanu do siarczku w chloroplastach (Pietrini i in. 2003). W przypadku suszy, zasolenia lub niskiej temperatury reakcja roślin przejawia się między innymi w formie odwodnienia cytoplazmy. W tym przypadku każdy stresor uruchamia specyficzną „ścieżkę sygnałową” i metaboliczną, kończącą się jednak wspólnym produktem i/lub jednakową zmianą fizyczną struktur komórkowych. W innych przypadkach swoisty stresor powoduje w końcowym efekcie syntezę różnych, specyficznych produktów. Tak dzieje się w przypadku, gdy jednym stresorem są metale ciężkie, indukujące syntezę białek ochronnych

– fitochelatyn, a drugim np. nadmierne napromieniowanie, powodujące fotoinhibicję fotosystemów. Poszczególne ścieżki metaboliczne mogą jednak ze sobą współdziałać (ang. cross talk), doprowadzając do efektu stymulacji lub inhibicji. W warunkach naturalnych zwykle obserwuje się jednoczesne oddziaływanie kilku stresów zwanych multistresami. Specyficzne stresory powodują szereg, często zazębiających się zaburzeń w przebiegu i intensywności tych samych procesów (Starck 2005).

Regulatory wzrostu i rozwoju roślin wpływają na zwiększenie tolerancji roślin na stresory biotyczne i abiotyczne (biostymulacja). Przykładem może być kwas salicylowy (zwiększa zawartość chlorofilu *a* i *b* w liściach oraz zwiększa potencjał osmotyczny i stosunek jonów K^+/Na^+) (Kaydan i in. 2007). Zdolność modyfikacji procesów fizjologicznych posiadają poliaminy (putrescyna, spermidyna, spermina) oraz wolne aminokwasy (Matysiak, Adamczewski 2009). W ostatnich latach wykazano, że ROS odgrywają również pozytywną funkcję jako wtórne przekaźniki, modyfikując kanały jonowe, uczestnicząc w zwalczaniu patogenów lub zmniejszając szkodliwość ozonu. Pośrednio ROS uczestniczą w regulacji wzrostu korzeni w warunkach suszy, gdy wzrasta zawartość ABA w tych organach. Jedną z ważniejszych funkcji białek stresowych jest zapewnienie stabilizacji błon komórkowych i przeciwdziałanie ich przejściu ze stanu półpłynnego w stały w warunkach stresu termicznego (Starck 2005).

Działanie stresu na roślinę, w pierwszej kolejności, przejawia się spadkiem aktywności fotosyntetycznej rośliny. Następuje zmniejszenie ilości powierzchni fotosyntetycznej, szybszy rozpad barwników fotosyntetycznych, zakłócenie czynności aparatów szparkowych i niekorzystne zmiany w intensywności wymiany gazowej. Dodatkowo występują zmiany w strukturze komórkowej – mniejsze komórki skórki, mniejsza ilość wosku kutykularnego, mniejsze wiązki przewodzące, cieńsze ścianki kambium i mniejsze aparaty szparkowe oraz zaburzenia w równowadze hormonalnej – wzrost aktywności kwasu abscysynowego i spadek aktywności auksyn i cytokinin. Rośliny szczególnie negatywnie reagują na stres abiotyczny, a więc wszelkiego rodzaju niekorzystne dla ich wzrostu i rozwoju czynniki środowiska. Indywidualna odporność gatunkowa cechująca bardzo często całą populację, która w wyniku plastyczności fenotypowej i doboru naturalnego utrwała nabyte korzystne cechy pozwalają na zminimalizowanie, a nawet uniknięcie szkodliwego działania niekorzystnych dla rośliny czynników (Matysiak i Adamczewski 2009) (Ryc. 4.4.2.).



Ryc. 4.3.2. Reakcja roślin na stresory środowiskowe oraz wynik końcowy zależny od rodzaju stresora i stanu fizjologicznego rośliny (zmienione za Kacperska 2004, Starck 1998, Starck 2005).

4.4. Możliwości praktycznego wykorzystania badań fizjologicznych

Wpływ stresorów środowiskowych na gatunki, a zwłaszcza na odmiany roślin uprawnych jest szeroko opisywany w literaturze. Wyniki tych badań są wykorzystywane w rolnictwie np. wpływ zasolenia (Romero-Aranda i in. 2001, Çiçek, Çakırlar 2002, Gunes i in. 2007, Abeer i in. 2015, Garriga i in. 2017), wpływ suszy (J.L. van Zyl 1987, Sánchez-Rodríguez i in. 2010, Kabiri i in. 2014), wpływ metali ciężkich (Arefifard 2014). Badania nad odpornością roślin na stresory prowadzi się w różnym celu.

1. Celem tych badań jest znalezienie odmiany bardziej odpornej na działanie stresorów oraz na różnego rodzaju zaburzenia środowiskowe. Wyniki tego typu analiz pozwalają na uzyskania większych plonów przy zminimalizowaniu strat. Pozwalają także na poprawę jakości uzyskanych plonów zwanych także „produktami roślinnymi”.

2. Celem badań parametrów fizjologicznych roślin jest też ich ochrona przyrody, czego przykładem są działania na rzecz dwóch gatunków endemicznych w Portugalii, *Plantago algarbiensis* Samp. i *Plantago almogravensis* Franco. Wykazano, że obie odmiany radzą sobie ze stresem oksydacyjnym indukowanym przez środowisko i mogą rosnąć w warunkach *in vitro* (Gonçalves i in. 2017).

Wykazano, że stres abiotyczny wpływa na kondycję roślin w większym stopniu niż stres biotyczny (Kaydan i in. 2007).

Coraz powszechniej bada się reakcję roślin na warunki zmienione przez człowieka. Calfapietra i in. (2015) zdefiniował koncepcję „fizjologii roślin miejskich”, która odnosi się do reakcji i długoterminowych przystosowań roślin do warunków miejskich oraz zdolności

łagodzenia zagrożeń środowiskowych w warunkach zurbanizowanych, takich jak zanieczyszczenie powietrza lub gleby. Badanie parametrów fizjologicznych roślin na terenach zanieczyszczonych, zurbanizowanych lub przemysłowych pozwala określić m.in. stan środowiska. Przykładem mogą być badania Doğanlar, Atmaca (2011), które wykazały, że stężenie ołowiu osiągnęło wartości alarmujące nie tylko dla roślinności, ale także dla zdrowia ludzi. Podobne obserwacje przeprowadzono dla wpływu obecności rtęci (Sharma i Shrivastava 2014), ołowiu (Zhang i in. 2001, Gajić 2009), talu (Wierzbicka i in. 2004), niklu (Koszelnik-Leszek, Spiak 2006) oraz kompleksowo dla ołowiu, cynku, miedzi i kadmu (Shu i in. 2005). Badania takie są możliwe, gdyż rośliny pełnią rolę indykatorów. Wiele gatunków roślin gromadzi metale proporcjonalnie do ich zawartości w glebie (Siwek 2008).

Badania środowiska oparte na analizach parametrów fizjologicznych roślin, możliwe są dzięki specyficznej reakcji pewnych gatunków roślin na stres. Badania te wskazują na obecność skutecznych mechanizmów adaptacyjnych, pozwalających na opanowanie przez określone gatunki zajmowanej niszy ekologicznej.

Trawy uważane są w większości, jako gatunki pionierskie, z łatwością kolonizujące siedliska charakteryzujące się trudnymi warunkami środowiskowymi oraz wieloma ograniczeniami, które uniemożliwiają osiedlenie się gatunkom roślin dwuliściennych

4.5. Możliwości praktycznego wykorzystania badanych gatunków traw w rekultywacji

Nie podlega wątpliwości, że gleba/podłoże stanowi jeden z kluczowych czynników decydujących o rozwoju roślin. Stwarza bowiem fizyczne warunki do rozwoju roślinności i zaopatruje rośliny w niezbędne substancje odżywcze. Na początku XIX wieku glebę pojmowano najczęściej, jako warstwę orną, czyli górną warstwę lub powierzchnię ziemi, która dawała plony. Przyrodnicy kwalifikowali glebę, jako część świata roślin, obejmujący luźną część powierzchniową litosfery w miejscu występowania systemu korzeniowego roślin. Geolodzy początkowo definiowali glebę jako wychodzącą na powierzchnię luźną skałę. Wybitny gleboznawca polski, F. Terlikowski, zdefiniował glebę następująco: „Gleba to tętniący życiem organizm. Cechy biologiczne tego organizmu są zapewne nie mniejszej wagi np. dla produktywności gleby, jak jej fizykochemiczne cechy abiotyczne. Jak każdy organizm ożywiony, ulega ciągłemu procesowi ewolucji (Strzemski Zarys rozwoju pojęcia i definicji gleby). Obecnie niektórzy autorzy nadal definiują glebę tylko jako podłoże dla wzrostu roślin i źródło biogenów (Tate III 1995). Inni natomiast traktują glebę jako sieć

zależności i funkcji środowiska przyrodniczego powstała w wyniku oddziaływań abiotycznych i biotycznych elementów w określonym czasie (Tomaszewski 1964; Skiba 2002, Badura 2006). Gleba ma charakter trójfazowy, w jej skład wchodzi faza stała, płynna i gazowa. Jest tworem ożywionym przyrody, który wpływa na produkcję biomasy i który ciągle podlega zmianom w postaci procesów rozkładu i syntezy związków mineralnych i organicznych, przemieszczania ich i akumulacji. Podlega stałej ewolucji i stanowi integralny składnik wszystkich ekosystemów lądowych oraz niektórych ekosystemów wodnych (Trzciński 1989).

Kompleks glebowy powiązany jest w sposób przyczynowo-skutkowy z innymi komponentami środowiska o czym świadczy matematyczny zapis definicji, zaproponowany przez H. Jenny w roku 1941:

$$S = f(cl + o + r + p + w + + an) \text{ t.a,}$$

gdzie gleba to ciało przyrodnicze (S), którego geneza i właściwości są funkcją (f) uwarunkowań klimatycznych (cl), biotycznych (o), geomorfologicznych (r), litologicznych (p), wodnych (w) i antropogenicznych (an) przebiegających w określonym czasie (t) i przestrzeni (a). Zapis ten jest ciągle uzupełniany i uszczegóławiany (Degórski 2005).

Gleba w trakcie przemian, jakim nieustannie podlega zapisuje w swej strukturze („pamięci”) większość zmian zachodzących w środowisku przyrodniczym pod wpływem czynników biotycznych oraz abiotycznych (Ryc. 4.4.3.). Gleba jest zwierciadłem krajobrazu, a proces jej rozwoju ma charakter złożony, może zmieniać swoje tempo i kierunek zarówno pod wpływem naturalnych czynników środowiskowych, jak i antropogenicznych, może mieć również charakter regresywny (Degórski 2005, Rahmonov 2007). Przestrzennym wyrazem zachodzących w glebie procesów uwarunkowanych zmieniającą się w czasie różnorodnością biotyczną i abiotyczną jest heterogeniczność i różnorodność pokrywy glebowej (Degórski 2005).

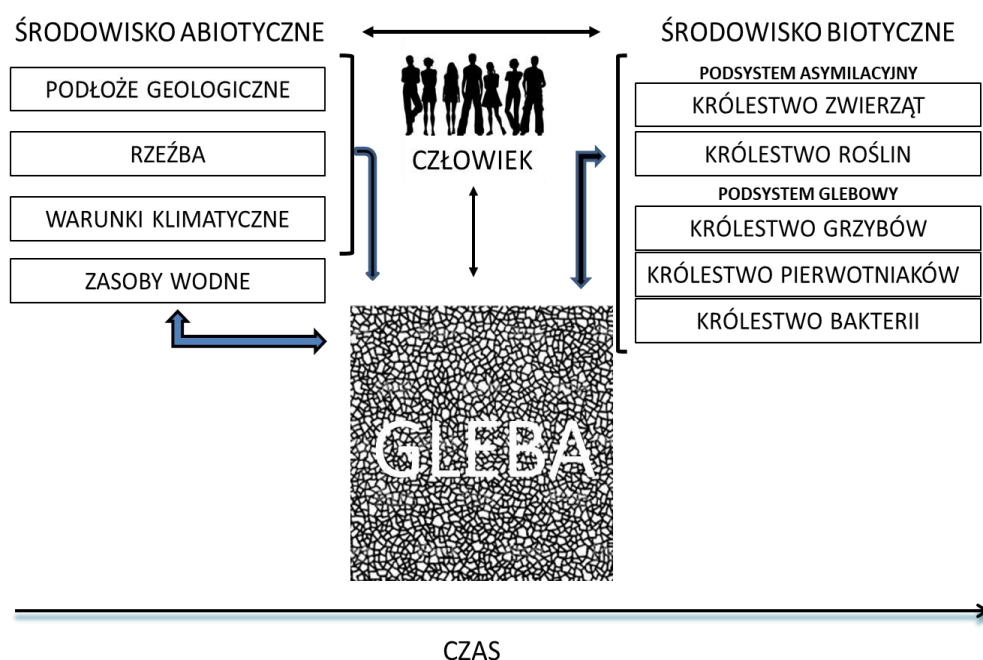
Definicja gleby w Systematyce gleb Polski (red. Trzciński 1989) traktuje glebę jako wierzchnią warstwę skorupy ziemskiej pochodzenia naturalnego. Powstała ona ze zwietrzliny skalnej w efekcie oddziaływania zmieniających się w czasie zespołów organizmów żywych i czynników klimatycznych w określonych warunkach rzeźby terenu. Czynnikiem modyfikującym kształtowanie się gleb jest działalność ludzka, w tym przemysłowa. Przykładem takiej działalności jakim są zwałowiska skały płonnej, zbudowane są z materiału pochodzenia naturalnego (z głębokości od kilku metrów aż do ok. 1 km w głąb skorupy ziemi) w różnym stopniu przekształcenia w wyniku wydobywania i przeróbki. Jednak, oddziaływanie czynników biotycznych i abiotycznych kształtujących podłoże omawianych

zwałów, w przypadku zwałów przemysłowych, jest mocno ograniczone. Z tego względu w prezentowanej pracy użyte zostało pojęcie podłoże. Gleba to pojęcie obejmujące całość procesów kształtujących jej profil i zależności strukturalne. Gleby antropogeniczne⁵ przybierają na znaczeniu, gdyż ich udział w procentowym pokryciu Ziemi bezustannie rośnie (Halecki i Gąsiorek 2015). Mimo to, istnieją problemy diagnostyczne oraz interpretacyjne dotyczące gleb obszarów miejskich, przemysłowych i poprzemysłowych oraz komunikacyjnych (Greinert 2009). Gleba antropogeniczna różni się wyraźnie od sklasyfikowanych jednostek gleby. W glebach miejskich brakuje niektórych warstw, lub tworzą się nowe antropogeniczne warstwy (Halecki i Gąsiorek 2015). Ogólny układ poziomów profilu glebowego, w zależności od charakteru skały macierzystej, stosunków wodnych, właściwości fizykochemicznych, typu roślinności oraz występujących mikroorganizmów, obejmuje trzy warstwy:

- aktywności biologicznej, z podpoziomem ektopróchnicznym o słabo rozłożonych resztkach roślinnych (O), i z podpoziomem endopróchnicznym z dobrze wykształconą próchnicą właściwą (A);
- intensywnych przemian części abiotycznych gleby (B) w tym poziomu eluwialnego (wmywania) i iluwialnego (wmywania i wzbogacania);
- słabo przekształconej skały macierzystej (C) (Badura 2006).

W przypadku zwałowisk i terenów przemysłowych, silnie przekształconych, profil glebowy jest bardzo uproszczony, a funkcje podłoża, (termin stosowany w prezentowanej pracy) są zaburzone i mocno ograniczone.

⁵ Gleby antropogeniczne – gleby, powstałe w wyniku działalności człowieka; oddziaływań bezpośrednich (np. melioracje lub inne regulacje stosunków wodnych nawapnianie gleby,) lub pośrednich (zabudowa, uprawy, modyfikacja roślinności, wycinanie lasów). Wyróżnia się na dwie grupy - gleby kulturoziemne, związane z działalnością rolniczą, oraz gleby industrioziemne i urbanoziemne, powstałe które stanowią przeobrażenia gleb pierwotnych dokonane przez przemysł lub działaniami człowieka prowadzonymi w miastach.



Ryc. 4.5.1. Gleba jako utwór powstały w wyniku oddziaływań elementów abiotycznych i biotycznych (Skiba 2002 zmienione).

Każda strategia rekultywacji zwałowisk bogatych w metale przez fitostabilizację wymaga analizy długoterminowego potencjału roślin w unieruchamianiu i ograniczaniu metali ciężkich w podłożu. W przypadku korzystania z roślin pionierskich uwagę należy zwrócić na gatunki pseudo-, metalofity i hiperakumulatory. Badania wykazały, że zarówno Zn jak i Cd mają wielki potencjał mobilności natomiast mobilności ołowiu (Pb) jest raczej ograniczona. Jednak długotrwała spontaniczna kolonizacja zwałowisk przez rośliny prowadzi do modyfikacji podłoża hałdy, które podlega procesowi ługowania metali: Zn, Cd i Pb. Fitostabilizacja wpływa korzystnie na siedliska przemysłowe skażone metalami ciężkimi. Badania dowodzą, że pierwszeństwo w zasiedlaniu należy przyznać pionierskim pseudometalofitom a dopiero później hiperakumulatorom (Houben i in. 2013).

W efekcie wydobywania i składowania odpadów i emisji zanieczyszczeń przez kopalnie i huty zmieniły się warunki hydrograficzne oraz właściwości fizyczne i chemiczne gleb (skład granulometryczny, odczyn, zawartość makropierwiastków), a także aktywność mikrobiologiczna i skład gatunkowy zbiorowisk roślinnych (Patrzalek 2003). Tereny zdegradowane w wyniku działalności człowieka, takie jak hałdy powęglowe czy pocynkowe, stwarzają trudne warunki siedliskowe dla kolonizujących je organizmów. Tereny przemysłowe cechują wyjątkowe, niespotykane na innego typu siedliskach, właściwości fizyczne i chemiczne, które decydują o występowaniu nietypowych zbiorowisk roślinnych

oraz mechanizmów ich współwystępowania. Liczne obserwacje i badania pozwoliły sformułować tezę sugerującą istnienie mozaiki mikrosiedlisk na zwałowiskach odpadów przemysłowych (Rostański i Woźniak 2007). W efekcie degradacji gleb dochodzi do ograniczenia występowania lub całkowitego wyeliminowania roślinności oraz pojawienia się anomalii we wzroście i rozwoju roślin już występujących (Wyłupek 2006). Wszystkie obiekty antropogeniczne pochodzenia poprzemysłowego cechuje mineralne podłoże, ubogie w substancje odżywcze oraz trudne warunki życia dla roślin spowodowane słabym uwilgotnieniem. Mimo to, na nierekultywowane tereny poprzemysłowe zaczyna samoistnie wkraczać roślinność trawiasta i zielna, która z czasem dominuje i tworzy trwałe zbiorowiska. Tereny poprzemysłowe są nadal słabo zbadane. Mechanizmy, które pozwalają roślinom zasiedlać tego typu tereny inicjalne stanowią bardzo ciekawe zagadnienia w dziedzinie biologii środowiskowej.

Hałdy stanowią ciekawe siedlisko dla wielu gatunków roślin, które potrafią poradzić sobie z ekstremalnymi warunkami abiotycznymi i biotycznymi. Szereg przystosowań utrwała się w populacji w wyniku dziedziczenia cech oraz doboru naturalnego. Stres, jaki wywołują trudne czynniki środowiskowe powoduje liczne przemiany fizjologiczne i anatomiczne. Wiele gatunków roślin nabywa odporności na warunki teoretycznie ograniczające ich rozwój i z powodzeniem zaczyna tworzyć specyficzne zbiorowiska. Często obserwuje się w nich gatunki rzadkie lub chronione. Zagadnienia związane z rekultywacją terenów poprzemysłowych są zaniedbane. W efekcie wciąż stosuje się metody techniczne, które pogłębiają zaburzenie równowagi przyrodniczej oraz uniemożliwiają środowisku samodzielnie się zregenerować.

4.5.1. Wpływ trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos* na siedlisko

Trzcinnik piaskowy znacząco wpływa na dostępność składników odżywczych i podwyższoną aktywność mikrobiologiczną na terenie hałdy węglowej (Stefanowicz i in. 2015). System korzeniowy *Calamagrostis epigejos* w porównaniu z gatunkami roślin strączkowych sięga głębszych warstw podłoża i tym samym wzbogaca środowisko glebowe w azot skuteczniej niż *Lotus corniculatus* i *Trifolium arvense* (Boldt-Burisch i in. 2015).

4.5.2. *Phragmites australis* – mechanizm kumulowania metali ciężkich

W bioakumulacji związków metali znaczenie mają procesy fizykochemiczne (sorpcja), jak również procesy oparte na potencjale metabolicznym organizmu. Do grupy roślin naczyniowych odpornych na działanie jonów metali ciężkich należy *Phragmites australis* (Dhote i Dixit 2009). Według Sawidis i in. (1995) korzenie i kłącza *Phragmites australis* mogą gromadzić znaczne ilości metali ciężkich, gdyż w miąższu mają duże przestrzenie międzykomórkowe wypełnione powietrzem. Pozwala to na gromadzenie Cr, Ni, Cu i Zn w kłęczach i łodygach przy jednoczesnej niskiej akumulacji tych pierwiastków w liściach, co zapobiega zaburzeniu procesu fotosyntezy (Weckx i Clijsters 1997). Fitostabilizacja służy stabilizacji podłoża zwałowisk przemysłowych. W tym celu stosuje się naturalnie występujące zbiorowiska roślinności, między innymi zbiorowiska *Phragmites australis* (Hanus-Fajerska i in. 2011).

4.5.3. *Phragmites australis* deficyt wody

W warunkach deficytu wody powierzchnia liści trzciny jest mniejsza przy utrzymaniu dobrych parametrów fizjologicznych. Badania wskazują, że gatunek ten dobrze znosi zmienny hydroperiod z naprzemiennymi okresami podtopień oraz suszy (Pagter i in. 2005) oraz jednocześnie występowanie zasolenia i suszy fizjologicznej (Naumann i in. 2007). Trzcina wykazuje wysoką tolerancję na zawartość kadmu w podłożu, co wiąże się z podwyższoną pulą glutationu i pirydyny oraz zredukowanego glutationu (Pietrini i in. 2003).

4.6. Znaczenie podjętej problematyki

Tereny poprzemysłowe są nadal słabo zbadane. Mechanizmy, które pozwalają roślinom zasiedlać tego typu tereny inicjalne stanowią bardzo ważne zagadnienie badawcze w dziedzinie biologii, nauk o środowisku a także praktyki działań w zakresie ochrony środowiska („environmental reclamation” i „habitat restoration”). Tereny zdegradowane w wyniku działalności człowieka, takie jak hałdy węglowe czy cynkowe, stanowią trudne warunkami siedliskowe dla kolonizujących je organizmów. Uważa się, że w trudnych warunkach, jakie stwarzają tereny poprzemysłowe szanse na przetrwanie mają gatunki o niższych i średnich wymaganiach troficznych i umiarkowanych wymaganiach względem

pH gleby i zawartości azotu oraz o zwiększonej odporności na metale ciężkie w podłożu (Rotheman 2017).

Rozwój przemysłu bezpowrotnie przekształca środowisko, całkowicie eliminując w tych miejscach siedliska naturalne i półnaturalne lecz sprawia, że powstają nowe, układy przyrodnicze. Zwałowiska i nieużytki poprzemysłowe najczęściej podlegają spontanicznej sukcesji.

Mozaikowość wszystkich typów terenów poprzemysłowych pozwala na zasiedlanie ich przez gatunki traw o skrajnie zróżnicowanym spektrum wymagań troficznych, poczynając od traw siedlisk silnie ubogich, a kończąc na gatunkach siedlisk zasobnych (eutroficznych). Trawy cechują się szybkim wzrostem, zdolnością rozwoju na glebie ubogiej w substancje odżywcze oraz dobrze rozwiniętym systemem korzeniowym. Niektóre są również zależne od obecności bakterii mikoryzowych, które poprawiają możliwości kolonizacji siedlisk trudnych. Istotne jest, aby roślina posiadała własną pulę grzybów mikoryzowych, które mogą przyspieszyć rozwój roślinności i wpłynąć na różnorodność jej składu gatunkowego minimalizując koszty rekultywacji (Turnau i in. 2008). Trawy, w tym *Calamagrostis epigejos*, stanowią ważne ogniwo w cyklu tworzenia zbiorowisk roślinnych kolejnych etapów sukcesyjnych.

To właśnie na terenach poprzemysłowych przez wiele lat obserwowano współwystępowanie roślin uważanych za występujące wyłącznie na siedliskach bardzo suchych oraz roślin uważanych za występujące na siedliskach wodnych lub bardzo wilgotnych.

Oszacowanie momentu, w którym rozpoczął się proces adaptacji autochtonicznych (rodzimych) gatunków do siedlisk stworzonych przez człowieka jest bardzo trudne.

W przypadku zmian ewolucyjnych (ekotypy, rasy, nowe gatunki) człowiek stanowi element doboru naturalnego. Populacje, które rozwijają się w związku z działalnością człowieka różnią się często genetycznie od populacji wyjściowych. Fenotypowo objawia się to szeregiem przystosowań umożliwiających im szybsze i łatwiejsze opanowanie nowego terytorium (Chmura i Sierka 2004). Podjęty temat ściśle związany jest z wykształceniem się u pewnych grup osobników unikatowych cech, które w wyniku doboru naturalnego oraz dziedziczenia zostają utrwalone w populacji.

W świetle obecnie obowiązującego prawa wyniki przedstawionej pracy mają duże znaczenie i mogą istotnie wpłynąć na poprawę jakości środowiska przyrodniczego, dzięki podejściu do procesu rekultywacji w sposób holistyczny rozpatrując rekultywowany teren jako „de Novo” powstający ekosystem. Zgodnie z zapisem w polskim prawie (wg art.4

Ustawy o ochronie gruntów rolnych i leśnych) rekultywacja to: „nadanie lub przywrócenie gruntom zdegradowanym albo zdewastowanym wartości użytkowych lub przyrodniczych poprzez właściwe ukształtowanie rzeźby terenu, poprawienie właściwości fizycznych i chemicznych, uregulowanie stosunków wodnych, odtworzenie gleb, umocnienie skarp oraz odbudowanie lub zbudowanie niezbędnych dróg”. Aby właściwie zrozumieć powyższą definicję należy rozróżnić znaczenie degradacji gleb oraz dewastacji gleb. Degradacja gleb oznacza pogorszenie właściwości chemicznych, fizycznych i biologicznych wraz ze spadkiem aktywności biologicznej gleby. Zgodnie z Ustawą o ochronie gruntów rolnych i leśnych grunty zdegradowane to: „grunty, których wartości użytkowe zmalały na skutek pogarszania się warunków przyrodniczych lub z powodu zmian środowiskowych, a także działalności przemysłowej oraz niewłaściwej działalności rolniczej”. Skutkiem degradacji jest spadek ilości oraz jakości plonów a często również biomasy roślin. Zatem degradacja jest obniżeniem produktywności gleby. Dewastacja gleb polega na utracie ogółu wartości użytkowych, co często jest procesem nieodwracalnym. Ustawa o ochronie gruntów rolnych i leśnych definiuje grunty zdewastowane jako „grunty, które utraciły całkowicie wartość użytkową w wyniku pogorszenia się warunków przyrodniczych, zmian środowiska oraz działalności przemysłowej i niewłaściwej działalności rolniczej”.

Pierwszą definicję rekultywacji sformułował prof. T. Skawina: „przez rekultywację rozumie się kompleksową działalność mającą na celu przywrócenie, w zakresie technicznie możliwym i ekonomicznie uzasadnionym, terenów zdewastowanych do gospodarczego użytkowania”. Dzięki swojej prostocie przez wielu autorów jest ona stosowana do dzisiaj (Dulewski i Wtorek 2000).

Obowiązek rekultywacji spoczywa na osobie (prawnej lub fizycznej), która obniżyła wartość użytkową gruntu i zapisany jest w koncesji, w projekcie zagospodarowania złoża oraz w planie ruchu zakładu górniczego. Rekultywacja powinna być zgodna z zapisami miejscowego planu zagospodarowania przestrzennego, które uwzględniają potrzeby ochrony środowiska. Rekultywacja gruntów następuje, gdy działalność przemysłowa dobiega końca zgodnie z decyzją lub w terminie do 5 lat od zaniechania działalności. Proces rekultywacji i zagospodarowania terenów zdegradowanych działalnością przemysłową jest długotrwały i z reguły trwa kilka lub kilkanaście lat. Rekultywacja jest również zabiegiem bardzo kosztownym gdyż obejmuje szereg działań. Rekultywacja techniczna poprzedza etap rekultywacji biologicznej i polega na ukształtowaniu rzeźby terenu, umocnieniu skarp, regulacji stosunków wodnych i odtworzeniu gleby metodami technicznymi. Biologiczna

rekultywacja to uprawa mechaniczna, nawożenie, dobór i uprawa roślin próchnico twórczych, takich jak trawy i rośliny motylkowe (Baran 2000).

Tereny przemysłowe mają zmienione warunki hydrograficzne oraz właściwości fizyczne i chemiczne gleb. Szata roślinna jest mozaiką roślinności synantropijnej, półnaturalnej i naturalnej. Do zmian zaliczyć należy: ubożenie flory, apofityzację, zwiększenie udziału gatunków światłolubnych, mezofilnych oraz ekspansywnych. We florze dominują gatunki ruderalne, łąkowe i murawowe. Dominują terofity i hemikryptofity. Kolonizacja należy do gatunków o niższych i średnich wymaganiach troficznych, umiarkowanych wymaganiach troficznych, wymaganiach względem pH podłoża i zawartości azotu i o zwiększonej odporności na metale ciężkie w podłożu (Siwek 2008). Z tego względu jednym ze sposobów zagospodarowania terenów przemysłowych jest utrzymanie charakteru przemysłowego danego terenu i podtrzymanie lub odtworzenie krajobrazu przemysłowego (Zagłębie Ruhry w Niemczech – Projekt IBA 2000, Black Country w Pn. Anglii). Ciekawym przykładem terenu przemysłowego jest Hałda Zakładów Sodowych w Jaworznie (Wyżyna Śląska) stała się siedliskiem dla gatunków rzadkich m.in. storczyków (Rostański i Trueman 2001).

5. Podsumowanie wyników i wnioski

W składzie gatunkowym roślin współwystępujących z badanymi gatunkami dominującymi na różnych typach siedlisk występowała różna liczba gatunków. Najwięcej gatunków stwierdzono w płatach zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* porastających zwały skały płonnej. Podobnie było w płatach zdominowanych przez *Phragmites australis*.

Najwyższe wartości wskaźnika Shannon'a-Wiener'a stwierdzono w płatach zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* na podłożu zwału skały płonnej. Natomiast najwyższa średnia wartość tego wskaźnika odnotowana została w płatach porastających zwały cynkowo-ołowiowe. Dla płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* najwyższe wartości i najwyższe średnie wartości tego wskaźnika wyróżniają płaty porastające zwały skały płonnej.

Najwyższe średnie wartości wskaźnika równomierności E stwierdzono w płatach zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* porastających siedliska zwałów cynkowo-ołowiowych. Natomiast najwyższe średnie wartości wskaźnika równomierności E wyliczono dla płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* porastających siedliska terenów nieprzemysłowych.

Najwyższą średnią wartość wskaźnika dominacji w płatach roślinności zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* stwierdzono na zwałach cynkowo-ołowiowych. W płatach roślinności zdominowanych przez *Phragmites australis* najwyższą wartość wskaźnika dominacji odnotowano na zwałach skały płonnej.

Analiza permutacyjna wskazała, że skład gatunkowy płatów roślinności zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* istotnie statystycznie wpływają takie czynniki jak: zawartość całkowitego azotu i zawartość Mg w podłożu, oraz ilość biodostępnego potasu.

Przeciwnie do oczekiwań osobniki badanych gatunków traw wykazywały różnice między wszystkimi typami siedlisk ze względu na skład gatunkowy i różnorodność gatunkową biocenoz, w których były dominantami.

Spośród współczynników różnorodności funkcjonalnej to bogactwo funkcjonalne FRic istotnie tłumaczy zmienność składu gatunkowego obydwu zbiorowisk (potraktowanych łącznie).

Stwierdzono istotne statystycznie różnice w FRich i FDis między zbiorowiskami zdominowanymi przez *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis*.

Analiza RLQ pokazała, że udział gatunków o analizowanych cechach ani nie rośnie ani maleje w sposób istotny. Wniosek, różnice w różnorodności funkcjonalnej między zbiorowiskami mogą wynikać z innych przyczyn.

Nie potwierdzono hipotezy, iż osobniki badanych gatunków traw będą wykazywały różnice między siedliskami terenów poprzemysłowych, a siedliskami nieprzemysłowymi ze względu na skład funkcjonalny i różnorodność funkcjonalną biocenoz, w których były dominantami.

Wysokość (współczynniki zmienności wysokości) osobników trzcinnika piaskowego *Calamagrostis epigejos* na hałdach po hutnictwie cynku i ołowiu, była istotnie statystycznie niższa od osobników tego gatunku występujących na dwóch pozostałych typach siedlisk (siedliska nieprzemysłowe i hałd węglowych).

Zarówno pokrycie jak biomasa osobników trzcinnika piaskowego występujących w płatach roślinności zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* na siedlisku hałdy po hutnictwie cynku i ołowiu, były istotnie statystycznie niższe, niż w płatach porastających spontanicznie dwa pozostałe typy siedlisk.

Wysokość osobników trzciny pospolitej *Phragmites australis* była istotnie statystycznie wyższa na siedliskach kontrolnych nieprzemysłowych, w porównaniu z osobnikami występującymi w płatach roślinności zdominowanych przez trzinę pospolitą na siedliskach hałd węglowych i hałdach po hutnictwie cynku i ołowiu.

Inaczej, niż przewidywano osobniki badanych gatunków traw nie wykazywały różnic między siedliskami terenów przemysłowych, a siedliskami nieprzemysłowymi ze względu na wysokość i biomasę osobników badanych gatunków traw.

Zawartość H_2O_2 dla trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) była najwyższa w maju na wszystkich typach badanych terenów, w tym również dla terenów nieprzemysłowych. Najniższa zawartość dla wszystkich badanych populacji natomiast została odnotowana we wrześniu.

Zawartość H_2O_2 w liściach trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) utrzymywała się na zbliżonym poziomie w całym sezonie pomiarowym. Najwyższa zawartość charakteryzowała populację terenów niezanieczyszczonych w maju.

Zawartość MDA w liściach trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) była najwyższa w lipcu dla wszystkich typów terenu.

Zawartość MDA w liściach trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) była najniższa dla pomiarów przeprowadzonych w maju.

Brak istotnych statystycznie różnic w zawartości H_2O_2 i MDA u trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) porastającego trzy analizowane typy siedlisk.

Wykazano istotnie statystycznie różnice w zawartości MDA u osobników *Phragmites australis* porastających trzy typy siedlisk, a najwyższą zawartość tej substancji oznaczono w liściach osobników porastających hałdy cynkowo-ołowiowe. Brak istotnych statystycznie różnic w zawartości H_2O_2 u trzciny pospolitej pomiędzy terenami kontrolnymi (nieprzemysłowymi), zwałami węglowymi oraz cynkowo-ołowiowymi.

Nie potwierdzono hipotezy, iż osobniki badanych gatunków traw będą wykazywały różnice między siedliskami terenów przemysłowych, a siedliskami nieprzemysłowymi ze względu na obecność substancji (MDA, H_2O_2) w liściach badanych gatunków traw.

Zawartość chlorofilu w liściach *Calamagrostis epigejos* była najniższa u wszystkich badanych osobników w każdym typie powierzchni w maju i w sierpniu, a wyższa w pozostałych miesiącach.

Zawartość chlorofilu w liściach trzciny pospolitej (*Phragmites australis*) nie różniła się znacznie w poszczególnych miesiącach. Wyższą zawartość obserwuje się w lipcu, sierpniu i we wrześniu w populacjach kontrolnych, niższą w węglowych a najniższą cynkowych.

Analizując zmienność zawartości chlorofilu w liściach u osobników *Phragmites australis* i *Calamagrostis australis* w kolejnych miesiącach sezonu wegetacyjnego stwierdzono istotne statystycznie różnice. Wykazano, że zawartość chlorofilu znacznie się różniła na poszczególnych obiektach i była wyższa w kontroli niż w populacjach zwałów cynkowych i węglowych.

Permutacyjna trzyczynnikowa analiza wariancji wskazuje, że wszystkie trzy efekty: analizowany gatunek trawy (*Calamagrostis epigejos* vs *Phragmites australis*), stanowisko oraz czas, a także ich interakcje mają wpływ na zawartość chlorofilu w liściu.

Nie potwierdzono hipotezy, iż osobniki badanych gatunków traw będą wykazywały różnice między siedliskami terenów przemysłowych, a siedliskami nieprzemysłowymi ze względu na ilość chlorofilu w liściach.

Osobniki *Calamagrostis epigejos* charakteryzowały się zróżnicowaniem stanu aparatu fotosyntetycznego na badanych typach siedlisk. Zarówno u roślin porastających hałdy węglowe jak i hałdy cynkowe zaobserwowano negatywne zmiany w przebiegu fotosyntezy na poziomie PSII. Przebieg krzywych dla wszystkich populacji badanych w sierpniu wskazywał na ogólną poprawę wydajności fotosyntezy.

Osobniki *Phragmites australis* podobnie charakteryzują się dużym zróżnicowaniem stanu PSII na wszystkich badanych typach siedlisk. Pomiar przeprowadzone pod koniec sezonu, we wrześniu, wskazują na wyższą sprawność w funkcjonowaniu fotosystemu II.

Na podstawie modelu liści stwierdzono istotne statystycznie różnice stanu PSII pomiędzy badanymi typami siedlisk w poszczególnych miesiącach pomiarowych dla obu badanych dominantów.

Nie potwierdzono hipotezy, iż osobniki badanych gatunków traw będą wykazywały różnice między siedliskami terenów przemysłowych, a siedliskami nieprzemysłowymi ze względu na intensywności fotosyntezy w liściach.

6. Wykaz literatury

- Aarssen L. W. 1997. High productivity in grassland ecosystems: effected by species diversity or productive species. *Oikos*. 80: 183-184.
- Abeer H., Abd Allah E.F., Alqarawi A.A., Al-Huqail Asma A., Alshalawi S.R.M., Wirth S., Difuza E. 2015. Impact of plant growth promoting *Bacillus subtilis* on growth and physiological parameters of *Bassia indica* (Indian *Bassia*) grown under salt stress. *Pakistan Journal of Botany*. 47(5): 1735-1741.
- Adler P. B., Fajardo A., Kleinhesselink A. R., Kraft N. J. 2013. Trait based tests of coexistence mechanisms. *Ecology letters*. 16(10): 1294-1306.
- Al-aghabary K., Zhu Z., Shi Q. 2005. Influence of silicon supply on chlorophyll content, chlorophyll fluorescence, and antioxidative enzyme activities in tomato plants under salt stress. *Journal of plant nutrition*. 27(12): 2101-2115.
- Alberti M., Marzluff J. M., Schulenberger E., Bradley G., Ryan C., Zumbrunnen C. 2003. Integrating Humans into Ecology: Opportunities and Challenges for Studying Urban Ecosystems. *BioScience*. 53(12): 1169-1179.
- Aldy J. E., Stavins R. N. 2012. The promise and problems of pricing carbon: Theory and experience. *The Journal of Environment & Development*. 21(2): 152-180.
- Alpert P., Simms E. L. 2002. The relative advantages of plasticity and fixity in different environments: when is it good for a plant to adjust? *Evolutionary Ecology*. 16(3): 285-297.
- Angert A. L., Huxman T. E., Chesson P., Venable D. L. 2009. Functional tradeoffs determine species coexistence via the storage effect. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 106(28): 11641-11645.
- Arefifard M., Mahdiah M., Amirjani M. 2014. Study of the effect of nickel heavy metals on some physiological parameters of *Catharanthus roseus*. *Natural Product Research. Formerly Natural Product Letters*. 28(18): 1499-1502.
- Arjenaki F. G., Jabbari R., Morshedi A. 2012. Evaluation of drought stress on relative water content, chlorophyll content and mineral elements of wheat (*Triticum aestivum* L.) varieties. *International Journal of Agriculture and Crop Sciences*. 4(11): 726-729.
- Ash H.J., Gemmell R.P., Bradshaw A.D. 1994. The Introduction of Native Plant Species on Industrial Waste Heaps: A Test of Immigration and Other Factors Affecting Primary Succesion. *Journal of Applied Ecology*. 31(1): 74-84.

- Badura L. 2006. Rozważania nad rolą mikroorganizmów w glebach. Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Rolnictwo LXXXIX. 546: 13-23.
- Baermann G. 1917. Eine Einfache Methode zur Auffindung von Ancylostoma (Nematoden) – Larven in Erdproben. Geneesk. Tijds. Ned. Indie. 57:131-137.
- Baldantoni D., Alfani A., Tommasi P., Bartoli G., Virzo De Santo A. 2004. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. Environmental Pollution. 130: 149-156.
- Baran S. 2000. Ocena stanu degradacji i rekultywacji gleb. Przewodnik do ćwiczeń. Uniwersytet Przyrodniczy w Lublinie.
- Bąba W., Błońska A., Kompała-Bąba A., Małkowski Ł., Ziemer B., Sierka E., Nowak T., Woźniak G., Besenyei L. 2016. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) root colonization dynamics of *Molinia caerulea* (L.) Moench. in grasslands and post-industrial sites. Ecological Engineering. 95: 817-827. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.013>
- Bąba W., Błońska A., Kompała-Bąba A., Małkowski Ł., Ziemer B., Sierka E., Nowak T., Besenyei, L. (2016). Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) root colonization dynamics of *Molinia caerulea* (L.) Moench. in grasslands and post-industrial sites. Ecological Engineering. 95: 817-827.
- Bąba W., Kalaji H. M., Kompała-Bąba A., Goltsev V. 2016. Acclimatization of photosynthetic apparatus of tor grass (*Brachypodium pinnatum*) during expansion. PLOS ONE
- Bedford B.L., Bouldin D.R., Beliveau B.D. 1991. Net oxygen and carbon dioxide balances in solutions bathing roots of wetland plants. Journal of Ecology. 79(4): 943-959.
- Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojaska U., Prusinkiewicz Z. 2004. Badania ekologiczno-gleboznawcze. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Bednarek R., Dziadowiec H., Pokojaska U., Prusinkiewicz Z. 2004. Badania ekologiczno-gleboznawcze. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Black C. C., Mayne B. C. 1970. P700 activity and chlorophyll content of plants with different photosynthetic carbon dioxide fixation cycles. Plant physiology. 45(6): 738-741.
- Boldt-Burisch K., Naeth M.A., Schneider B.U., Reinhard F. 2015. Hüttl Linkage between root systems of three pioneer plant species and soil nitrogen during early reclamation of a mine site in Lusatia. Germany Restoration Ecology. 23(4): 357–365.
- Box J. 1999. Nature Conservation and Post-Industrial Landscapes. Industrial Archeology Review. 21(2): 137–146.

- Bradshaw A. 1997. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecological Engineering*. 8(4): 255-269.
- Bradshaw A. D. 1965. Evolutionary significance of phenotypic plasticity in plants. In *Advances in genetics* . Academic Press. 13: 115-155.
- Bradshaw A.D. 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landscape and Urban Planning*. 51: 89–100.
- Brix H., Čížková H. 2001. Introduction: Phragmites-dominated wetlands, their functions and sustainable use. *Aquatic Botany*. 69: 87–88.
- Cabała S., Jarząbek Z. 1999a. Szata roślinna zwałowisk przemysłowych Chorzowa. Cz. I. Analiza flory. *Archiwum Ochrony Środowiska* 25(1): 133–153.
- Cabała S., Jarząbek Z. 1999b. Szata roślinna zwałowisk przemysłowych Chorzowa. Cz. II. Roślinność zielna. *Archiwum Ochrony Środowiska* 25(2): 131–148.
- Cabała S., Jarząbek Z. 1999c. Szata roślinna zwałowisk przemysłowych Chorzowa. Cz. III. Roślinność zaroślowa i leśna. *Archiwum Ochrony Środowiska* 25(4): 119–129.
- Cabała S., Sypień B. 1987. Rozwój szaty roślinnej na wybranych zwałowiskach kopalń węgla kamiennego GOP. *Archiwum Ochrony Środowiska*. 3–4: 169–184.
- Calfapietra C., Peñuelas J., Niinemets Ü. 2015. Urban plant physiology: adaptation-mitigation strategies under permanent stress. *Trends in Plant Science*. 20(2): 72–75.
- Carter G. A. 1993. Responses of leaf spectral reflectance to plant stress. *American Journal of Botany*. 239-243.
- Carter G. A., Knapp A. K. 2001. Leaf optical properties in higher plants: linking spectral characteristics to stress and chlorophyll concentration. *American journal of botany*. 88(4): 677-684.
- Celka Z., 2011. Relics of cultivation in the vascular flora of medieval West Slavic settlements and castles. *Biodiv. Res. Conserv.* 22: 1-110.
- Chesson P. 2000. Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual review of Ecology and Systematics*. 31(1): 343-366.
- Chesson P.L. 1986. Environmental variability and the coexistence of species. W: Diamond J., Case T.J. (red.) *Community Ecology*. Harper, Row, New York. s. 240–256.
- Chmura D., Sierka E. 2004. Inwazja a ekspansja w świecie roślin. *Problemy Ekologii*. 8(2): 94-98.
- Ciarkowska K. 2017. Organic matter transformation and porosity development in non-reclaimed mining soils of different ages and vegetation covers: a field study of soils of

- the zinc and lead ore area in SE Poland. *Journal of Soils and Sediments*. 17(8): 2066–2079.
- Ciarkowska K. 2017. Organic matter transformation and porosity development in non-reclaimed mining soils of different ages and vegetation covers: a field study of soils of the zinc and lead ore area in SE Poland. *Journal of Soils and Sediments*. 17(8): 2066–2079.
- Çiçek N., Çakırlar H. 2002. The effect of salinity on some physiological parameters in two maize cultivars bulg. *Journal of Plant Physiology*. 28(1–2): 66–74.
- Cicero-Fernández D., Peña-Fernández M., Expósito-Camargo J. A, Antizar-Ladislao B. 2016. Role of *Phragmites australis* (common reed) for heavy metals phytoremediation of estuarine sediments. *International Journal of Phytoremediation*. 18(6): 575–82.
- Cohn V. J., Rostański A., Tokarska-Guzik B., Trueman I.C., Woźniak G. 2001. The flora and vegetation of an old solvay process tip in Jaworzno (Upper Silesia, Poland). *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 70(1): 47–60.
- Collier M.J., Devitt C., 2016. Novel ecosystems: Challenges and opportunities for the Anthropocene. *The Anthropocene Review*. 1 –12.
- Conover W.J., 1999. *Practical Nonparametric Statistics*. Wiley.
- Czortek P., Delimat A., Dyderski M.K. 2018. Climate change, tourism and historical grazing influence the distribution of *Carex lachenalii* Schkuhr – A rare arctic-alpine species in the Tatra Mts. *Sci. Total Environ*. 618: 1628–1637.
- Dale M.R.T. 1999. *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Davidson A. M., Jennions M., Nicotra A. B. 2011. Do invasive species show higher phenotypic plasticity than native species and, if so, is it adaptive? A meta-analysis. *Ecological Letters*. 14: 419–431.
- De Bello F., Lavorel S., Díaz S., Harrington R., Cornelissen J. H., Bardgett R. D., Berg M. P., Cipriotti P., Feld, C. K., Hering D., da Silva M. P., Potts S. G., Sandin L., Sousa J. P., Storkey J., Wardle D. A., Harrison P. A. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*. 19(10): 2873–2893.
- De Filippis L.F. Ziegler H. 1993. Effect of sublethal concentrations of zinc, cadmium and mercury on the photosynthetic carbon reduction cycle of *Euglena*. *Journal of Plant Physiology*. 142: 167–172.

- Degórski M. 2005. Gleba jako indykator zmian w środowisku przyrodniczym. *Przegląd Geograficzny*. 77(1): 37-55.
- Dengler J., Schuhmacher O. 2012. Invasion of *Calamagrostis epigejos* in sandy dry grassland: effects on biodiversity and effectiveness of restoration measures. 7th European Dry Grassland Meeting. Succession, management and restoration of dry grasslands.
- Dhote S., Dixit S. 2009. Water quality improvement through macrophytes-a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 152(1-4): 149-153.
- Diaz S., Cabido M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution*. 16: 646–655.
- Doğanlar Z.B., Atmaca M. 2011. Influence of Airborne Pollution on Cd, Zn, Pb, Cu, and Al Accumulation and Physiological Parameters of Plant Leaves in Antakya (Turkey). *Water, Air, Soil Pollution*. 214: 509–523.
- Dolédec S., Chessel D., ter Braak C.J.F. Champely S. 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environ. Ecol. Stat.* 3: 143–166.
- Doley D., Audet P. 2013. Adopting novel ecosystems as suitable abilitation alternatives for former mine sites. *Ecological Processes*. 2(1): 22.
- Dolný A., Harabiš F. 2012. Underground mining can contribute to freshwater biodiversity conservation: Allogenic succession forms suitable habitats for dragonflies. *Biological Conservation*. 145(1): 109-117
- Dray S., Choler P., Doledec S., Peres-Neto P. R., Thuiller W., Pavoine S., ter Braak C. J. 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*. 95(1): 14–21.
- Dulewski J., Wtorek L. 2000. Problemy przywracania wartości użytkowych gruntom zdegradowanym działalnością górniczą. *Inżynieria Ekologiczna*. 1: 14-22.
- Dyderski M.K., Czapiewska N., Zajdler M., Tyborski J., Jagodziński A.M. 2016. Functional diversity, succession, and human-mediated disturbances in raised bog vegetation. *Science of The Total Environment*. 562: 648–657.
- Dzwonko Z. 2007. Przewodnik do badań fitosocjologicznych. *Vademecum Geobotanicum*. Instytut Botaniki Uniwersytetu Jagiellońskiego. Poznań-Kraków.
- Ellenberg H. 1992. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen (ohne Rubus). *Scripta Geobotanica*. 18: 9-166.
- Ellenberg H., Leuschner C. 2010. *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Eugen Ulmer, Stuttgart.

- Falińska K. 2004. Ekologia roślin. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
- Feßel C., Meier I. C., Leuschner C. 2016. Relationship between species diversity, biomass and light transmittance in temperate semi-natural grasslands: is productivity enhanced by complementary light capture? *Journal of vegetation science*. 27(1): 144-155.
- Fotovat R., Valizadeh M., Toorchi M. 2007. Association between water-use efficiency components and total chlorophyll content (SPAD) in wheat (*Triticum aestivum* L.) under well-watered and drought stress conditions. *Journal of Food Agriculture and Environment*. 5(3/4): 225.
- Frank S. A. 1995. George Price's contributions to evolutionary genetics. *Journal of theoretical biology*. 175(3): 373-388.
- Frank S. A. 1997. The Price equation, Fisher's fundamental theorem, kin selection, and causal analysis. *Evolution*. 51(6): 1712-1729.
- Franklin J. 2002. Enhancing a regional vegetation map with predictive models of dominant plant species in chaparral. *Applied Vegetation Science* 5: 135–146.
- Franks S. J., Sim S., Weis A. E. 2007. Rapid evolution of flowering time by an annual plant in response to a climate fluctuation. *Proceedings of National Academy of Science U S A*. 104(4):1278-1282.
- Friendly M. 2002. Corrgrams: Exploratory displays for correlation matrices. *The American Statistician*. 56: 316–324.
- Fu J., Huang, B. 2001. Involvement of antioxidants and lipid peroxidation in the adaptation of two cool-season grasses to localized drought stress. *Environmental and Experimental Botany*. 45(2): 105-114.
- Gajić G., Mitrović M., Pavlović P., Stevanović B., Djurdjević L., Kostić O. 2009. An assessment of the tolerance of *Ligustrum ovalifolium* Hassk. to traffic-generated Pb using physiological and biochemical markers. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 72(4): 1090-1101.
- Gallego S. M., Benavides M. P., Tomaro M. L. 1996. Effect of heavy metal ion excess on sunflower leaves: evidence for involvement of oxidative stress. *Plant Science*. 121(2): 151-159.
- Garnier E., Lavorel S., Ansquer P., Castro H., Cruz P., Dolezal J., Eriksson O., Fortunel Cl., Freitas H., Golodets C., Grigulis K., Jouany C., Kazakou E., Kigel J., Kleyer M., Veiko Lehsten V., Lepš J., Meier T., Pakeman R., Papadimitriou M., Papanastasis V.P., Quested H., Quétier F., Robson M., Roumet C., Rusch G., Skarpe Ch., Sternberg M., Theau J-P., Thébault A., Vile D., Zarovali M. P. 2007. Assessing the effects of

- land-use change on plant traits, communities and ecosystem functioning in grasslands: A standardized methodology and lessons from an application to 11 European sites. *Annals of Botany*. 99(5): 967–985.
- Garnier E., Navas M. L., Austin M. P., Lilley J. M., Gifford R. M. 1997. A problem for biodiversity-productivity studies: how to compare the productivity of multispecific plant mixtures to that of monocultures? *Acta Oecologica*. 18(6): 657-670.
- Garriga M., Caligari P.D.S., Retamales J.B. 2017. Salt stress induces differential responses in yield, fruit quality, vegetative growth and physiological parameters in commercial (*Fragaria × ananassa*) and Chilean strawberry (*F. chiloensis*) genotypes. *Acta Horticulturae* 1156. VIII International Strawberry Symposium. 419-423.
- Gaussoin R. E., Branham B. E., Flore J. A. 1997. Carbon dioxide exchange rate and chlorophyll content of turfgrasses treated with flurprimidol or mefluidide. *Journal of plant growth regulation*. 16(2): 73-78.
- Gehrmann H. 1985. Growth, yield and fruit quality of strawberries as affected by water supply. *Acta Hort*. 171: 463-469.
- Geider R.J., Delucia E.H., Falkowski P.G., Finzi A.C., Grime J.P., Grace J., Kana T.M., La Roche J., Long S.P., Osborne B.A., Platt T., Prentice C., Raven J.A., Schlesinger W.H., Smetacek V., Stuart V., Sathyendranath S., Thomas R.B., Vogelmann T.C., Williams P., Woodward F.I. 2001. Primary productivity of planet earth: biological determinants and physical constraints in terrestrial and aquatic habitats. *Global Change Biology*. 7: 849–882.
- Givnish T. J. 2002. Ecological constraints on the evolution of plasticity in plants. *Evolutionary ecology*. 16(3): 213-242.
- Goldberg D.E. 1990. Components of resource competition in plant communities. W: Grace J.B., Tilman D. (red.). *Perspectives on Plant Competition*. Academic Press, San Diego. 51–66.
- Gołda T. 2005. *Rekultywacja*. Uczelniane Wydawnictwa Naukowo-Dydaktyczne AGH. Kraków.
- Gonçalves S., Martins N., Romano A. 2017. Physiological traits and oxidative stress markers during acclimatization of micropropagated plants from two endangered *Plantago* species: *P. algarbiensis* Samp. and *P. almogravensis* Franco. *In Vitro Cell and Developmental Biology—Plant*. 53(3): 249-255.
- Götzenberger L., de Bello F., Bråthen K. A., Davison J., Dubuis A., Guisan A., Lepš J., Lindborg R., Moora M., Partel M., Pellissier L., Pottier J., Vittoz P., Zobe K. 2011.

- Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews*. 87(1): 111-127.
- Górny M., Grüm L. 1981. *Methods used in soil zoology*. Warsaw: PWN. 483.
- Górski A. 1978. Zmiany niektórych czynników siedliskowych i ich wpływ na roślinność na przepalonym zwale kopalni węgla kamiennego “Gliwice” po upływie 17 lat. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego. Prace Botaniczne*. 6: 89–124.
- Grace J.B. 1990. On the relationship between plant traits and competitive ability. In: Grace J.B., Tilman D. (red.). *Perspectives on Plant Competition*. Academic Press, San Diego. 51–66.
- Greinert A. 2009. Gleby obszarów zurbanizowanych – nowe podejście na nowe czasy. *Zeszyty Naukowe Inżynieria Środowiska. Uniwersytet Zielonogórski*. 136(16): 13-27.
- Grime J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*. 242(5396): 344.
- Grime J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory, *American Naturalist*. 111: 1169-1194.
- Grime J.P. 1979. *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, Sons, Chichester, Ltd., Chichester-New York-Brisbane-Toronto.
- Grime J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*. 86: 902–910.
- Grime J.P. 2001. *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*, 2 ed., Willey & Sons Ltd., Chichester-New York-Weinheim-Brisbane-Singapore Toronto. 417.
- Grime J.P., Hunt R. 1975. Relative growth rate: Its range and adaptive significance *Journal of Ecology*. 63: 393–422.
- Grygorczuk A. 2008. Pojęcie stresu w medycynie i psychologii. *Psychiatria. Praca poglądowa*. 5(3): 111–115.
- Gucwa-Przepióra E., Turnau K. 2001. Arbuscular mycorrhiza and plant succession on zinc smelter spoil heap in Katowice-Wielowiec. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 70(2): 153-158.
- Gunes A., Inal A., Alpaslan M., Eraslan F., Bağcı E.G., Çiçek N. 2007. Salicylic acid induced changes on some physiological parameters symptomatic for oxidative stress and mineral nutrition in maize (*Zea mays* L.) grown under salinity. *Journal of Plant Physiology*. 164(6): 728-736.
- Halecki W., Gąsiorek M. 2015. Seasonal variability of microbial biomass phosphorus in urban soils. *Science of the Total Environment*. 502: 42–47.

- Hallett, L. M., Standish, R. J., Hulvey, K. B. 2013. Towards a conceptual framework for novel ecosystems. in: Hobbs R. J., Higgs E. S., Hall, C. M. (Eds.), *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, pp. 16–28.
- Hanus-Fajerska E., Augustynowicz J., Muszyńska E., Koźmińska A. 2011. Organizmy przydatne w oczyszczaniu środowiska z nadmiernych stężeń pierwiastków metalicznych. *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*. 50: 180-192.
- Haslam S.M. 1970. Variation of Population Type in *Phragmites communis* Trin. *Annals of Botany*. 34(1): 147-158.
- Hector A. 1998. The effect of diversity on productivity: detecting the role of species complementarity. *Oikos*. 597-599.
- Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C., Caldeira M. C., Diemer M., Dimitrakopoulos P. G., Harris R. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*. 286(5442): 1123-1127.
- Hector A., Schmid B., Beierkuhnlein C., Caldeira M. C., Diemer M., Dimitrakopoulos P. G., Harris R. 2000. No consistent effect of plant diversity on productivity: Response. *Science*. 289: 1255a.
- Hill M.O. 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*. 54: 427–432.
- HilleRisLambers J., Adler P. B., Harpole W. S., Levine J. M., Mayfield M. M. 2012. Rethinking community assembly through the lens of coexistence theory. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 43. Chase J. M., Leibold M. A. 2003. *Ecological niches: linking classical and contemporary approaches*. University of Chicago Press.
- Hocking P.J., Finlayson C.M., Chick A.J. 1983. The Biology of Australian Weeds. 12. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *The Journal of the Australian Institute of Agricultural Science*. 49: 123-132.
- Hodačova D., Prach K. 2003. Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology*. 11(3): 385–391.
- Hodačova D., Prach K. 2003. Spoil heaps from brown coal mining: Technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11(3), 385–391.
- Hoekstra J.M., Boucher T.M., Ricketts T.H., Roberts C. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters*. 8: 23-29.

- Hu L., Guo Q. 2013. What does productivity really mean? Towards an integrative paradigm in the search for biodiversity-productivity relationships. *Not Bot Horti Agrobo.* 41: 36-43.
- Hubbell S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Huston M. A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia.* 110(4): 449-460.
- Huston M. A., Aarssen L. W., Austin M. P., Cade B. S., Fridley J. D., Garnier E., Vandermeer J. H. 2000. No consistent effect of plant diversity on productivity. *Science.* 289(5483): 1255a-1255.
- Ingram T., Shurin J. B. 2009. Trait based assembly and phylogenetic structure in northeast Pacific rockfish assemblages. *Ecology.* 90(9): 2444-2453.
- Jaleel C. A., Sankar B., Sridharan R., Panneerselvam R. 2008. Soil salinity alters growth, chlorophyll content, and secondary metabolite accumulation in *Catharanthus roseus*. *Turkish Journal of Biology.* 32(2): 79-83.
- Jamil M., Lee K. J., Kim J. M., Kim H. S., Rha E. S. 2007. Salinity reduced growth PS2 photochemistry and chlorophyll content in radish. *Scientia Agricola.* 64(2): 111-118.
- Jańczyk-Węglarska J. 1996. Strategie rozwoju osobniczego *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. na tle warunków ekologicznych Poznańskiego Przełomu Warty. Wydawnictwo Naukowe UAM w Poznaniu. Seria B. Botanika. 56.
- Jentsch H. 1975. Zur Pflanzenbesiedlung von Kippenflächen in Niederlausitzer Braunkohlen-gebieten. Sonderdruck aus Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg. 11(213): 35–40.
- Jędrzejko K., Olszewski P. 2006. Analiza zróżnicowania gatunkowego i specyfiki ekologicznej flory naczyniowej na terenach poeksploatacyjnych wybranych likwidowanych kopalń węgla kamiennego w Zagłębiu Dąbrowskim (GOP). *Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko.* 3/2006: 43-65.
- Jędrzejko K., Olszewski P. 2008. Charakterystyka gatunków flory naczyniowej na terenie likwidowanej kopalni węgla kamiennego „Jan Kanty” w Jaworznie (GOP). *Prace Naukowe GIG. Górnictwo i Środowisko.* 2/2008: 19-35.
- Jiang H. M., Yang J. C., Zhang J. F. 2007. Effects of external phosphorus on the cell ultrastructure and the chlorophyll content of maize under cadmium and zinc stress. *Environmental pollution.* 147(3): 750-756.

- Jochimsen M. 1991. Vegetationsökologische Gesichtspunkte zur Begrünung Bergematerial des Steinkohlenbergbaus, in: Wiggering, H., Kerth, M. (Eds.), *Bergehalden im Ruhrgebiet, Beanspruchung und Veränderung eines industriellen Ballungsraumes*. Vieweg & Sohn, Braunschweig/Wiesbaden. 155–162.
- Jolliffe P. A. 2000. The replacement series. *Journal of Ecology*. 88(3): 371–385.
- Kabiri R., Nasibi F., Farahbakhsh H. 2014. Effect of Exogenous Salicylic Acid on Some Physiological Parameters and Alleviation of Drought Stress in *Nigella sativa* Plant under Hydroponic Culture. *Plant Protection Science*. 50(1): 43–51.
- Kalaji H. M., Schansker G., Brestic M., Bussotti F., Calatayud A., Ferroni L., Goltsev V., Guidi L., Jajoo A., Li P., Losciale P., Mishra V. K., Misra A. N., Nebauer S. G., Pancaldi S., Penella C., Pollastrini M., Suresh K., Tambussi E., Yanniccari M., Zivcak M., Cetner M. D., Samborska I., Stirbet A., Olsovska K., Kunderlikova K., Shelonzek H., Rusinowski S., Bąba W. 2017. Frequently asked questions about chlorophyll fluorescence, the sequel. *Photosynthesis Research*. 2017. 132(1): 13–66.
- Kamiński J. 2004. Wpływ wykaszania na zmiany w zbiorowisku łąki turzycowej zarastającej trzciną. *Woda-Środowiska-Obszary Wiejskie*. 4/1(10): 241–246.
- Karczewska A., Kabala C. 2008. *Metodyka analiz laboratoryjnych gleb i roślin*. Wrocław [http://www.ar.wroc.pl/~kabala, dostęp 20.10.2016]
- Kaydan D., Yağmur M., Okut N. 2007. Effects of Salicylic Acid on the Growth and Some Physiological Characters in Salt Stressed Wheat (*Triticum aestivum* L.). *Tarım Bilimleri Dergisi*. 13(2): 114–119.
- Kent M., Coker P. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. Belhaven Press. London.
- Klamowski K., Treder W. 2011. Wpływ deficytu wody na wymianę gazową liści, wzrost i plonowanie dwóch odmian truskawki uprawianych pod osłonami. *Infrastruktura i Ekologia Terenów Wiejskich*. 5: 105–113.
- Kleyer M., Bekker R.M., Knevel I.C., Bakker J.P., Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., van Groenendael J.M., Klimes L., Klimesová J., Klotz S., Rusch G.M., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J.G., Jackel A-K., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W.A., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H.J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J.H.C., Eriksson O., Garnier E., Peco B. 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora, *Journal of Ecology*. 96: 1266–1274.

- Klimesova J., Latzel V., de Bello F., van Groenendael J. M. 2008. Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing: towards a use of more specific traits. *Preslia*. 80(3): 245-253.
- Klotz S., Kühn I., Durka W. (eds.). 2002. BIOLFLOR — Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 38, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Knipling E. B. 1970. Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote sensing of environment*. 1(3): 155-159.
- Kompała A., Błońska A., Woźniak G. 2004. Vegetation of the “Żabie Doły” area (Bytom) covering the wastelands of zinc-lead industry. *Archives of Environmental Protection* 30 (3):59-76.
- Kompała-Bąba A., Woźniak G., 2001. The role of grasses in chosen anthropogenic plant communities in the Upper Silesian Industrial District. in: Frey, L. (Ed.), *Studies on grasses in Poland*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków. 329–353.
- Kopcewicz J., Lewak S. 2005. *Fizjologia roślin*. Wydawnictwo PWN, Warszawa. 655-656.
- Kopcewicz J., Lewak St. 2005. *Fizjologia roślin*. PWN. 613-623.
- Kopecký K. 1986. Versuch einer Klassifizierung der ruderalne *Agropyron repens*- und *Calamagrostis epigejos*- Gesellschaften unter Anwendung der deduktiven Methode. *Folia Geobotanica Phytotaxonomica*. 21(2): 225-242.
- Koszelnik-Leszek A., Spiak Z. 2006. Zawartość makroskładników w roślinach doświadczalnych w zależności od poziomu niklu w glebie. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Rolnictwo LXXXIX*. 546: 125-131.
- Kowarik I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*. 159(8-9): 1974-1983.
- Kowarik I. 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*. 159: 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Kraft N. J., Valencia R., Ackerly D. D. 2008. Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science*. 322(5901): 580-582.
- Kuczyńska I., Pender K., Ryszka-Jarosz A. 1984. Roślinność wybranych hałd Kopalni Węgla Kamiennego „Victoria” w Wałbrzychu. *Acta Universitatis Wratislaviensis* 553. *Prace Botaniczne*. 27: 35–60.

- Kwiatkowska A.J., Symonides E. 1985. Statistical analysis of the phytocenose homogeneity. I. Distribution of the total species diversity and evenness indices as a homogeneity measure. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*. 54(4): 449–463.
- Lagriffoul A., Mocquot B., Mench M., Vangronsveld J. 1998. Cadmium toxicity effects on growth, mineral and chlorophyll contents, and activities of stress related enzymes in young maize plants (*Zea mays* L.). *Plant and soil*. 200(2): 241-250.
- Laliberté E., Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*. 91:299-305.
- Laliberté E., Zemunik G., Turner B.L. 2014. Environmental filtering explains variation in plant diversity along resources gradients. *Science*. 345: 1602.
- Lasky J. R., Uriarte M., Boukili V. K., Erickson D. L., Kress W. J., Chazdon R. L. 2014. The relationship between tree biodiversity and biomass dynamic changes with tropical forest succession. *Ecology letters*. 17(9):1158–1167.
- Lavorel S., Díaz S., Cornelissen J. H. C., Garnier, E., Harrison, S. P., McIntyre, S., Pausas, J. G., Pérez-Harguindeguy, N., Roumet, C., Urcelay, C. 2007. Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail? W: Canadell, J.G., Pataki, D., Pitelka, L. (Eds.), *Terrestrial ecosystems in a changing world*. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin–Heidelberg.
- Leach M.K., Givnish T.J. 1996. Ecological determinants of species loss in remnant prairies. *Science*. 273: 1555–1558.
- Lehmann C., Rebele F. 2004. Evaluation of heavy metal tolerance in *Calamagrostis epigejos* and *Elymus repens* revealed copper tolerance in a copper smelter population of *C. epigejos*. *Environmental and Experimental Botany*. 51(3): 199-213.
- Li R. H., Guo P. G., Michael B., Stefania G., Salvatore C. 2006. Evaluation of chlorophyll content and fluorescence parameters as indicators of drought tolerance in barley. *Agricultural Sciences in China*. 5(10): 751-757.
- Loreau M. 1998. Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 95(10): 5632-5636.
- Loreau M. 1998. Separating sampling and other effects in biodiversity experiments. *Oikos*. 600-602.
- Loreau M. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning: recent theoretical advances. *Oikos*. 91(1): 3-17.
- Loreau M., Hector A. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*. 412(6842): 72.

- Loreau M., Hector A. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature*. 412(6842): 72.
- Loreau M., Naeem S., Inchausti P., Bengtsson J., Grime J.P., Hector A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science*. 294: 804–808.
- MacArthur R., Levins R. 1967. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. *The American Naturalist*. 101(921): 377-385.
- MacArthur R.H., Wilson E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.
- Maciak F. 1999. *Ochrona i rekultywacja terenów zdegradowanych*. Wydawnictwo SGGW. Warszawa.
- Mafakheri A., Siosemardeh A., Bahramnejad B., Struik P. C., Sohrabi Y. 2010. Effect of drought stress on yield, proline and chlorophyll contents in three chickpea cultivars. *Australian journal of crop science*. 4(8): 580.
- Majer J. D. 1989. Fauna and land reclamation technology - a review of the history and need for such studies. W: (red. J. D. Majer) *Animals in Primary Succession. The Role of Fauna in Reclaimed Land*. Cambridge University Press. Cambridge. 5-33.
- Majer, J.D.1989. Long-term colonization of fauna in reclaimed land. In Majer, J.D. (Ed.), *Animals in primary succession. The role of fauna in reclaimed lands*. Cambridge, New York, Port Chester, Melbourne, Sydney: Cambridge University Press. 143–174.
- Markowicz A., Woźniak G., Borymski S., Piotrowska-Seget Z., Chmura D. 2015. Links in the functional diversity between soil microorganisms and plant communities during natural succession in coal mine spoil heaps. *Ecological Research*. 30 (6): 1005-1014.
- Mason N.W.H., Mouillot D., Lee W.G., Wilson J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *OIKOS*. 111: 112-118.
- Matuszkiewicz W. 2001. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. Vademecum Geobotanicum 3*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- May R.M. 1973. *Stability and complexity in model ecosystems*. Princeton University Press, Princeton N.J.
- McGill B. J., Enquist B. J., Weiher E., Westoby M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*. 21(4): 178-185.

- McNaughton S. J., Tarrants J. L., McNaughton M. M., Davis R. D. 1985. Silica as a defense against herbivory and a growth promotor in African grasses. *Ecology*. 66(2): 528-535.).
- Milgrom T. 2008. Environmental aspects of rehabilitating abandoned quarries: Israel as a case study. *Landscape and Urban Planning*. 87(3): 172-179.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Mirek Z., Piękoś-Mirkowa H., Zając A., Zając M. 2002. Flowering plants and pteridiophytes of Poland. A checklist. *Krytyczna lista roślin naczyniowych Polski*. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Mitrović M., Pavlović P., Lakušić D., Djurdjević L., Stevanović B., Kostić O., Gajić G. 2008. The potential of *Festuca rubra* and *Calamagrostis epigejos* for the revegetation of fly ash deposits. *Science of The Total Environment*. 407(1): 338-347.
- Mizianty M. 1995. Trawy - grupa roślin, która odniosła ewolucyjny sukces. *Wiadomości Botaniczne*. 39: 59-70.
- Mudráka O., Doležalá J., Frouz J. 2016. Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. *Ecological Engineering*. 95: 665–670.
- Murdoch D.J., Chow E.D. 1996. A graphical display of large correlation matrices. *The American Statistician*. 50: 178–180.
- Murkowski A. 2002. Oddziaływanie czynników stresowych na luminescencję chlorofilu w aparacie fotosyntetycznym roślin uprawnych. *Acta Agrophysica*. 61: 1-158.
- Murphy P. 1962a. Extraction methods for soil animals 1. Dynamic methods with particular reference to funnel processes. In: *Progress in soil zoology*(ed. P. W. Murphy) Butterworths, London. 75-114
- Naumann J.C., Young D.R., Anderson J.E. 2007. Linking leaf chlorophyll fluorescence properties to physiological responses for detection of salt and drought stress in coastal plant species. *Physiologia Plantarum*. 131(3): 422–433.
- Nicpoń S., Szerement J. 2014. Stres, świadomość i inteligencja u roślin. *Bioróżnorodność wybrane zagadnienia*. 48-55.
- Nieboer E., Richardson D. H. 1980. The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical*. 1(1): 3-26.

- Nikolaeva M. K., Maevskaya S. N., Shugaev A. G., Bukhov N. G. 2010. Effect of drought on chlorophyll content and antioxidant enzyme activities in leaves of three wheat cultivars varying in productivity. *Russian Journal of Plant Physiology*. 57(1): 87-95.
- Novák J., Prach K. 2003. Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science*. 6(2): 111-116.
- O' Connor F. B. 1962. The extraction of Enchytraeidae from soil. In: *Progress in soil zoology* (ed. P. W. Murphy), Butterworths, London. pp. 279-285.
- Odum E.P. 1982. *Podstawy ekologii*. PWRiL. Warszawa.
- Oukarroum A., El Madidi S., Schansker G., Strasser R. J. 2007. Probing the responses of barley cultivars (*Hordeum vulgare* L.) by chlorophyll a fluorescence OLKJIP under drought stress and re-watering. *Environmental and Experimental Botany*. 60(3): 438-446.
- Pagter M., Bragato C., Brix H. 2005. Tolerance and physiological responses of *Phragmites australis* to water deficit. *Aquatic Botany*. 81: 285–299.
- Parolin P., Bresch C., Poncet C., Desneux N. 2012. Functional characteristics of secondary plants for increased pest management. *International Journal of Pest Management*. 58(4): 369-377.
- Pasierbiński A., Rostański A. 2001. Zróżnicowanie flory naczyniowej zwałowisk pogórnich zlokalizowanych na terenach leśnych aglomeracji katowickiej. *Natura Silesiae Superioris, Supplement*. 19–32.
- Patrzalek A. 1984. Zdolność darniotwórcza mieszanek traw i motylkowatych wysiewanych na zwałowisku odpadów węgla kamiennego oraz ich wpływ na wietrzenie gruntu. *Archiwum Ochrony Środowiska*. 3–4: 157–170.
- Patrzalek A. 2000. Udział i rola roślinności spontanicznej w tworzeniu się zbiorowisk z wysiewanymi odmianami traw na gruncie z odpadowej karbońskiej masy skalnej. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica*. 7: 215–227.
- Patrzalek A. 2001. Właściwości gleby inicjalnej powstającej na zwałowisku odpadów karbońskich. *Zeszyty naukowe Politechniki Śląskiej Seria: Górnictwo*. 248: 151-156.
- Patrzalek A. 2001b. Właściwości gleby inicjalnej powstającej na zwałowisku odpadów karbońskich.
- Patrzalek A. 2003. Udział traw w rozwoju zbiorowisk roślinnych w siedliskach trudnych. *Archives of Environmental Protection/Archiwum Ochrony Środowiska*. 29/2: 57-65.
- Patrzalek A. 2003a. Udział traw w rozwoju zbiorowisk roślinnych w siedliskach trudnych. *Archiwum Ochrony Środowiska* 2: 57–65.

- Peet R.K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 2: 285–307.
- Pielou E.C. 1975. *Ecological diversity*. Willey-Interscience. New York.
- Pietrini F., Iannelli M.A., Pasqualini S., Massacci A. 2003. Interaction of Cadmium with Glutathione and Photosynthesis in Developing Leaves and Chloroplasts of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Plant Physiology*. 133(2): 829-837.
- Pimm S.L., Jones H.L., Diamond J. 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist*. 132: 757–785.
- Pogrzeba M., Rusinowski S., Sitko K., Krzyżak J., Skalska A., Małkowski E., Ciszek D., Werle C., McCalmont J. P., Mos M., Kalaji H. M. 2017. Relationships between soil parameters and physiological status of *Miscanthus x giganteus* cultivated on soil contaminated with trace elements under NPK fertilisation vs. microbial inoculation. *Environmental Pollution*. 225: 163-174.
- Prach K., Pyšek P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering*. 17: 55–62.
- Prach K., Pyšek P. 1994a. Clonal plants – what is their role in succession? *Folia Geobotanica and Phytotaxonomia*. 29: 307–320.
- Prach K., Pyšek P. 1994b. Spontaneous establishment of woody plants in Central European derelict sites and their potential for reclamation. *Restoration Ecology*. 2: 190–197.
- Prach K., Pyšek P. 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering*. 17: 55–62.
- Prach K., Tichý L., Vítovcová K., Řehouňková K. 2017. Participation of the Czech flora in succession at disturbed sites: quantifying species' colonization ability. *Preslia*. 89: 87–100.
- Price G. R. 1972. Extension of covariance selection mathematics. *Annals of human genetics*. 35(4): 485-490.
- Price G. R. 1995. The nature of selection. *Journal of Theoretical Biology*. 175(3): 389-396.
- Pyšek A., Pyšek P., Jarošík V., Hajek M. 2003. Diversity of native and alien plant species on rubbish dumps: effects of dump age, environmental factors and toxicity. *Diversity and Distributions*. 9: 177–189.
- Quan W.M., Han J.D., Shen A.L., Ping X.Y., Qian P.L., Li C.J., Shi L.Y., Chen Y.Q. 2006. Uptake and distribution of N, P and heavy metals in three dominant salt marsh macrophytes from Yangtze River estuary, China. *Marine Environmental Research*. 64(1): 21-37.

- R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rahdari P., Tavakoli S., Hosseini S. M. 2012. Studying of salinity stress effect on germination, proline, sugar, protein, lipid and chlorophyll content in purslane (*Portulaca oleracea* L.) leaves. *Journal of Stress Physiology & Biochemistry*. 8(1): 182-193.
- Rahmonov O. 2007. Relacje między roślinnością i glebą w inicjalnej fazie sukcesji na obszarach piaszczystych. *Prace Naukowe Uniwersytetu Śląskiego w Katowicach*. 9-11.
- Ramoliya P.J., Patel H.M., Pandey A.N. 2004. Effect of salinisation of soil on growth and macro- and micro-nutrient accumulation in seedlings of *Acacia catechu* (Mimosaceae). *Ann. Appl. Biol.* 144: 321–332.
- Ratyńska H. 2001. Roślinność Poznańskiego Przełomu Warty i jej antropogeniczne przemiany. Bydgoszcz. Wydawnictwo Akademii Bydgoskiej im. Kazimierza Wielkiego.
- Rebele F., Lehmann C. 2001. Biological Flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. *Flora*. 196: 325-344.
- Řehounková K., Řehounek, J., Prach, K. (eds.) 2011. Near-natural restoration vs technical reclamation of mining sites in the Czech Republic. Faculty of Science USB, České Budejovice, CZ.
- Richardson A. D., Duigan S. P., Berlyn G. P. 2002. An evaluation of noninvasive methods to estimate foliar chlorophyll content. *New phytologist*. 153(1): 185-194.
- Ricklefs R. E., Travis J. 1980. A morphological approach to the study of avian community organization. *The Auk*. 321-338.
- Rivetta A., Negrini N., Cocucci M. 1997. Involvement of Ca^{2+} -calmodulin in Cd^{2+} toxicity during the early phases of radish (*Raphanus sativus* L.) seed germination. *Plant, Cell & Environment*. 20(5): 600-608.
- Romero-Aranda R., Soria T., Cuartero J. 2001. Tomato plant-water uptake and plant-water relationships under saline growth conditions. *Plant Science*. 160: 265–272.
- Roo-Zielińska E. 2014. Wskaźniki ekologiczne zespołów roślinnych Polski, IGiPZ PAN, Warszawa. 25-32.
- Rostański A. 1991. Spontaniczna sukcesja roślinności na wybranych zwalach przemysłowych w województwie katowickim. W: *Kształtowanie środowiska*

- geograficznego i ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i zurbanizowanych. WBiOŚ-WNoZ. Uniwersytet Śląski. Katowice. 35-38.
- Rostański A. 1997a. Flora spontaniczna hałd Górnego Śląska. *Archiwum Ochrony Środowiska* 23(3-4): 159-165.
- Rostański A. 1997b. Rośliny naczyniowe terenów o wysokim stopniu skażenia metalami ciężkimi. *Acta Biologica Silesiana* 30(47): 56-85.
- Rostański A. 1999. Trawy spontanicznie zasiedlające nieużytki przemysłowe w aglomeracji katowickiej. *Łąkarstwo w Polsce* 3: 141-150.
- Rostański A. 2000a. Trawy spontanicznie zasiedlające nieużytki przemysłowe w aglomeracji katowickiej. *Łąkarstwo w Polsce*. Wydawnictwo Polskiego Towarzystwa Łąkarskiego 3: 141-150.
- Rostański A. 2000b. Podsumowanie badań flory terenów przemysłowych na Górnym Śląsku (1989-1999). *Acta Biologica Silesiana*. 35(52): 131-154.
- Rostański A. 2001. Rola lokalnych zasobów genowych w zagospodarowaniu nieużytków przemysłowych Warsztaty nt. Przywracanie wartości użytkowych terenom górniczym. *Materiały Sympozjalne*. 163-172.
- Rostański A. 2005. Specific features of the flora of colliery spoil heaps in selected European regions. *Polish Botanical Studies*. 19: 97-103.
- Rostański A. 2006. Spontaniczne kształtowanie się pokrywy roślinnej na zwałowiskach po górnictwie węgla kamiennego na Górnym Śląsku. Wydawnictwo Uniwersytetu Śląskiego. Katowice. 2410: 230.
- Rostański A., Trueman I.C. 2001. A comparison of the spontaneous floras of coal mine heaps in two European industrial regions – Upper Silesia (Southern Poland) and the Black Country (UK). W: Sarsby R.W., Meggyess T. (red.). „GREEN 3 – The exploitation of natural resources and the consequences, Thomas Telford, London. 561-566.
- Rostański A., Woźniak G. 2001. The development of vegetation on industrial wastelands In Upper Silesia (Poland) and the Ruhr Region (Germany). W: Jackowiak B., Żukowski W. (Red.) *Mechanisms of Anthropogenic Changes of the Plant Cover*. Departament of Plant Taxonomy. Poznań. 259-269.
- Rostański A., Woźniak G. 2007. Grasses (Poaceae) on post-industrial waste sites in course of spontaneous succession. *Fragm. Flor. Geobot. Pol.* 9: 31-42.
- Rostański A., Woźniak G. 2007. Trawy (Poaceae) występujące spontanicznie na terenie nieużytków przemysłowych. W: L. Frey (Red.) *Biologia traw. Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica. Supplementum* 9. PAN. Kraków. 31-42.

- Rostański A., Zhukov S. 2001. Comparison of the flora of mining spoil heaps of Upper Silesia (Poland) and Donetsk coal district (Ukraine). *Natura Silesiae Superioris*, Supplement. 67–77.
- Rotherham I. D. 2017. *Recombinant Ecology – a hybrid future?* Dordrecht: Springer Briefs, Springer.10.1007/978-3-319-49797-6
- Rutkowski L. 2004. *Klucz do oznaczania roślin naczyniowych Polski niżowej*. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- Ryś K., Radecka K., Kompała-Bąba A. 2016. Zbiorowiska z dominującym udziałem traw występujące na nieużytkach powstałych w wyniku przerobu rud cynkowo-olowiowych. *Łąkarstwo w Polsce*. 19: 229-244
- Sanaei A., Ali A., Chahouki MAZ. 2018. The positive relationships between plant coverage, species richness, and aboveground biomass are ubiquitous across plant growth forms in semi-steppe rangelands. *Journal of environmental management*. 205: 308-318.
- Sánchez-Rodríguez E., Rubio-Wilhelmi M.M., Cervilla L.M., Blasco B., Rios J.J., Rosales M.A., Romero L., Ruiz J.M. 2010. Genotypic differences in some physiological parameters symptomatic for oxidative stress under moderate drought in tomato plants. *Plant Science*. 178(1): 30-40.
- Sastre J., Sahuquill A., Vidal M., Rauret G. 2002. Determination of Cd, Cu, Pb and Zn in environmental samples: microwave-assisted total digestion versus aqua regia and nitric acid extraction. *Analytica Chimica Acta*. 462(1): 59–72.
- Sawidis T., Chettri M. K., Zachariadis G. A., Stratis J. A. 1995. Heavy metals in aquatic plants and sediments from water systems in Macedonia, Greece. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 32: 73–80.
- Schläpfer F., Schmid B. 1999. Ecosystem effects of biodiversity: a classification of hypotheses and exploration of empirical results. *Ecological Applications*. 9(3): 893-912.
- Schutzendubel A., Polle A. 2002. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of experimental botany*. 53(372): 1351-1365.
- Schwarz M.W., Brigham C.A., Hoeksema J.D., Lyons K.G., Mills M.H., Van Mantgem P.J. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation biology. *Oecologia*. 122: 297–305.

- Sevengor S., Yasar F., Kusvuran S., Ellialtioglu S. 2011. The effect of salt stress on growth, chlorophyll content, lipid peroxidation and antioxidative enzymes of pumpkin seedling. *African Journal of Agricultural Research*. 6(21): 4920-4924.
- Sharma J., Shrivastava S. 2014. Physiological and Morphological Responses of *Phaseolus vulgaris* Caused by Mercury Stress under Lab Conditions. *Recent Advances in Biology and Medicine*. 1: 7-12.
- Shu W.S., Ye Z.H., Zhang Z.Q., Lan C.Y., Won M.H. 2005. Natural Colonization of Plants on Five Lead/Zinc Mine Tailings in Southern China. *Restoration Ecology*. 13(1): 49–60.
- Silvertown J. 2004. Plant coexistence and the niche. *Trends in Ecology & Evolution*. 19(11): 605-611.
- Singer S.M., Helmy Y.I., Karas A. N., Abou-Hadid A.F. 2003. Influences of different water-stress treatments on growth, development and production of snap bean (*Phaseolus vulgaris* L.). *Acta Hort*. 614: 605-611.
- Siuta J. 2009. Degradacja i rekultywacja powierzchni ziemi w Polsce. *Zeszyty Naukowe Południowo-Wschodniego Oddziału Polskiego Towarzystwa Inżynierii Ekologicznej i Polskiego Towarzystwa Gleboznawczego*. 1(11).
- Siwek M. 2008. Plants in postindustrial site, contaminated with heavy metals. Part II. Mechanisms of detoxification and strategies of plant adaptation to heavy metals. *Wiadomości Botaniczne*. 52(3/4): 7–23.
- Skiba S. 2002. Gleba w środowisku przyrodniczym. W: W. Barabasz (Red.) *Aktywność drobnoustrojów w różnych środowiskach*. Drukpol. Kraków. 157–167.
- Skubała P. 2003 Oribatid fauna (Acari: Oribatida) of abandoned galena-calamine westlands. *Archives of Environmental Protection/Archiwum Ochrony Środowiska*. 29(2): 67-75.
- Smith M.D., Knapp K. 2003. Dominant species maintain ecosystem function with non-random species loss. *Ecology Letters*. 6: 509–517.
- Somodi I., Virágh K., Podani J. 2008. The effects of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science*. 11: 187-192.
- Spehn E.M., Terry A.C., Troumbis A.Y., Woodward F.I., Yachi S., Lawton J.H. 1999. Plant diversity
- Starck Z. 1980. Fizjologiczna reakcja roślin na zasolenie ze szczególnym uwzględnieniem regulatorów wzrostu. *Wiad. Bot.* 24 (3): 177–190.
- Starck Z. 2005. Reakcje roślin na abiotyczne stresy środowiskowe – aklimatyzacja i adaptacja. *Łąkarstwo w Polsce. Grassland Science in Poland*. 8: 173-184.

- Štefánek M., Kovář P., Dlouhá, V. 2012. Role of fire episode, leaf litter decomposition and mulching effects in restoration of surface soil crust microecosystem on abandoned tailings containment. *Journal of Landscape Ecology*, 5/3, 57–69.
- Stefanowicz A.M., Kapusta P., Błońska A., Kompała-Bąba A., Woźniak G. 2016. Effects of *Calamagrostis epigejos*, *Chamaenerion palustre* and *Tussilago farfara* on nutrient availability and microbial activity in the surface layer of spoil heaps after. *Ecological Engineering*. 83: 328-337.
- Stefanowicz A.M., Kapusta P., Błońska A., Kompała-Bąba A., Woźniak G. 2015. Effects of *Calamagrostis epigejos*, *Chamaenerion palustre* and *Tussilago farfara* on nutrient availability and microbial activity in the surface layer of spoil heaps after hard coal mining. *Ecological Engineering*. 83: 328-337.
- Stobart A.K., Griffiths W., Bukhari I.A., Sherwood R.P. 1985. The effect of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. *Physiologia Plantarum*. 63: 293–298.
- Strasser R. J., Srivastava A., Tsimilli-Michael M. 2000. The fluorescence transient as a tool to characterize and screen photosynthetic samples. *Probing photosynthesis: mechanisms, regulation and adaptation*. 445-483.
- Stubbs W. J., Bastow Wilson J. 2004. Evidence for limiting similarity in a sand dune community. *Journal of Ecology*. 92(4): 557-567.
- Swenson N. G., Enquist B. J. 2009. Opposing assembly mechanisms in a Neotropical dry forest: implications for phylogenetic and functional community ecology. *Ecology*. 90(8): 2161-2170.
- Symonides E. 1985b. Floristic richness, diversity, dominance and species evenness in old-field succession ecosystems. *Ekologia Polska*. 33: 61–79.
- Szafer W. 1956. Inwentaryzacja i klasyfikacja nieużytków przemysłowych na terenie GOP i możliwości ich zagospodarowania. *Biuletyn Komisji ds. GOP PAN* 3. Warszawa.
- Szczepańska J. 1987. Zwałowiska odpadów górnictwa węgla kamiennego jako ogniska zanieczyszczeń środowiska wodnego. *Zeszyty naukowe AGH w Krakowie, Geologia*. 35.
- Taiz L., Zeiger E. 2002: *Plant physiology*. Red. L. Taiz, E. Zeiger. Sinauer Associates Inc. Publishers, Sutherland.
- Tate R.L. III. 1995. Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health. *Soil Science*. 159(5): 335.

- Ter Braak C. J. F., šmilauer P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's Guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Microcomputer Power, Ithaca.
- Thompson K. 1987. The resource ratio hypothesis and the meaning of competition. *Functional Ecology*. 1: 297–303.
- Thompson K., Grime J.P. 1988. Competition reconsidered – a reply to Tilman. *Functional Ecology*. 2: 114–116.
- Tilman D. 1982. *Resource Competition*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Tilman D. 1987. On the meaning of competition and the mechanisms of competitive superiority. *Functional Ecology*. 1: 304–315.
- Tilman D. 1988. *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. USA.
- Tilman D. 1997. Distinguishing between the effects of species diversity and species composition. *Oikos*. 80(1): 185.
- Tilman D., El Haddi A. 1992. Drought and biodiversity in grasslands. *Oecologia*. 89: 257–264.
- Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie M., Siemann E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*. 277(5330): 1300-1302.
- Tilman D., Lehman C. L., Thomson K. T. 1997. Plant diversity and ecosystem productivity: theoretical considerations. *Proceedings of the national academy of sciences*. 94(5): 1857-1861.
- Tilman D., Wedin D., Knops J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature*. 379(6567): 718.
- Tischew S., Kirmer A. 2007. Implementation of Basic Studies in the Ecological Restoration of Surface-Mined Land. *Restoration Ecology*. 15(2): 321-325.
- Tischew S., Kirmer A. 2007. Implementation of Basic Studies in the Ecological Restoration of Surface Mined Land. *Restoration Ecology*. 15(2): 321-325.
- Tokarska-Guzik B. 2007. Trawy inwazyjne. W: L. Frey (Red.) *Księga Polskich Traw*. Instytut Botaniki im. W. Szafera. Polska Akademia Nauk. Kraków. 361-387.
- Tokarska-Guzik B., Rostański A. 2001. Możliwości i ograniczenia przyrodniczego zagospodarowania terenów przemysłowych. *Natura Silesiae Superioris, Supplement. Hałdy przemysłowe – obiekt badań botanicznych*. Centrum Dziedzictwa Przyrody Górnego Śląska: 5-17.

- Tokhtar V.K., Kharkhota A.I., Rostański A., Wittig R. 2003. A comparison of the local floras of technogenous territories of Europe. *Industrial Botany Journal*. 92(4): 7–13.
- Tołpa S., Radomski J. 1971. *Botanika*. Państwowe Wydawnictwo Rolnicze.
- Tomaszewicz H. 1980. Roślinność wodna i szuwarowa Polski (klasy: Lemnetaea, Charetea, Potamogetonetea, Phagmitetea) wg stanu zbadania na rok 1975. Wydawnictwo Uniwersytetu Warszawskiego, Warszawa.
- Tomaszewski J. 1964. *Nauka o glebie*. PWRiL. Warszawa: 307.
- Tropek R., Kadlec T., Hejda M., Kocarek P., Skuhrovec J., Malenovsky I., Vodka S., Spitzer L., Banar P., Konvicka M. 2012. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecological Engineering*. 43: 13-18.
- Tropek R., Kadlec T., Karesova P., Spitzer L., Kocarek P., Malenovsky I., Banar P., Tuf I. H., Hejda M., Konvicka M. 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology*. 47(1): 139-147.
- Troumbis A. Y., Dimitrakopoulos P. G., Siamantziouras A. S. D., Memtsas D. 2000. Hidden diversity and productivity patterns in mixed Mediterranean grasslands. *Oikos*. 90(3): 549-559.
- Trueman I. C., Cohn, E. V. J., Tokarska-Guzik B., Rostański A., Woźniak G., 2000. Calcareous waste slurry as wildlife habitat in England and Poland. in: *Green 3. The exploitation of natural resources and the consequences*. Thomas Telford, London, pp. 527–534.
- Trzcíński W. 1989. *Roczniki Gleboznawcze*. Polskie Towarzystwo Gleboznawcze. Wydanie czwarte. PWN. Warszawa. Tom XL Nr 3/4.
- Turnau K., Anielska T., Ryszka P., Gawroński S., Ostachowicz B., Jurkiewicz A. 2008. Establishment of arbuscular mycorrhizal plants originating from xerothermic grasslands on heavy metal rich industrial wastes-new solution for waste revegetation. *Plant and Soil*. 305(1/2): 267-280.
- Tymińska-Zawora K., Krzaklewski W., Kowalik S., Wójcik J. 2003. Sukcesja spontaniczna roślinności na osadnikach popiołowych Zakładów Azotowych w Tarnowie. *Inżynieria Środowiska*. Akademia Górniczo-Hutnicza im. S. Staszica w Krakowie. 8/1: 15-27.
- Van Assche F., Clijsters H. 1986. Inhibition of photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* by treatment with toxic concentration of zinc: effect on ribulose-1, 5-bisphosphate carboxylase/oxygenase. *Journal of Plant Physiology*. 125(3-4): 355-360.

- Van der Heijden M. G., Klironomos J. N., Ursic M., Moutoglis P., Streitwolf-Engel R., Boller T., Sanders I. R. 1998. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*. 396(6706): 69.
- Van der Heijden M. G., Klironomos J. N., Ursic M., Moutoglis P., Streitwolf-Engel R., Boller T., Sanders I. R. 1999. " Sampling effect", a problem in biodiversity manipulation? A reply to David A. Wardle. *Oikos*: 408-410.
- van Zyl J. L. 1987. Diurnal Variation in Grapevine Water Stress as a Function of Changing Soil Water Status and Meteorological Conditions . *South African Journal for Enology and Viticulture*. 8(2): 45-52.
- Vanni M.J., Flecker A.S., Hood J.M., Headworth J.L. 2002. Stoichiometry of nutrient recycling by vertebrates in a tropical stream: linking species identity and ecosystem processes. *Ecology Letters*. 5: 285–293.
- Verhoeven J.T.A. 2001. Ecosystem restoration for plant diversity conservation. *Ecological Engineering*. 17: 1–2.
- Villéger S., Mason N. W. H., Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*. 89:2290-2301.
- Violle C., Enquist B. J., McGill B. J., Jiang L. I. N., Albert C. H., Hulshof C., Jung V., Messier J. 2012. The return of the variance: intraspecific variability in community ecology. *Trends in Ecology & Evolution*. 27(4): 244-252.
- Walker L.R. 2012. *The biology of disturbed habitats*. Oxford:Oxford University Press .
- Wang Y., Nii N. 2000. Changes in chlorophyll, ribulose biphosphate carboxylase-oxygenase, glycine betaine content, photosynthesis and transpiration in *Amaranthus tricolor* leaves during salt stress. *The Journal of Horticultural Science and Biotechnology*. 75(6): 623-627.
- Wardle D. A. 1999. Is " sampling effect" a problem for experiments investigating biodiversity-ecosystem function relationships? *Oikos*. 403-407.
- Weckx J., Clijsters H. 1997. Zn phytotoxicity induces oxidative stress in primary leaves of *Phaseolus vulgaris*. *Plant Physiology Biochemistry*. 35: 405–410.
- Weiher E., Werf A., Thompson K., Roderick M., Garnier E., Eriksson O. 1999. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of vegetation science*. 10(5): 609-620.
- Weiner J. 1999. *Życie i ewolucja biosfery: podręcznik ekologii ogólnej*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.

- Westoby M. 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil*. 199: 213–227.
- Wheeler B., Marco Torchiano M. 2016. *lmPerm: Permutation Tests for Linear Models*. R package version 2.1.0. <https://CRAN.R-project.org/package=lmPerm>
- Whittaker R R.H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. 21: 213–251.
- Whittaker R.H. 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science*. 147: 250–260.
- Whittaker R.H. 1970. *Communities and Ecosystem*. Macmillan, London.
- Wickham H. (2010). *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. *J Stat Softw*. 35(1): 65-88.
- Wierzbička M. 2002. Przystosowania roślin do wzrostu na hałdach cynkowo-ołowiowych okolic Olkusza. *Kosmos*. 2(51): 139-150.
- Wierzbička M., Pielichowska M. 2004. Adaptation of *Biscutella laevigata* L, a metal hyperaccumulator, to growth on a zinc–lead waste heap in southern Poland: I: Differences between waste-heap and mountain populations. *Chemosphere*. 54(11): 1663-1674.
- Wierzbička M., Szarek-Łukaszewska G., Grodzińska K. 2004. Highly toxic thallium in plants from the vicinity of Olkusz (Poland). *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 59(1): 84-88.
- Wika S., Sendek A. 1993. Sukcesja swoistej roślinności na hałdzie hutniczej w Siemianowicach Śląskich. *Kształtowanie środowiska geograficznego i ochrona przyrody na obszarach uprzemysłowionych i zurbanizowanych*. Uniwersytet Śląski. Katowice-Sosnowiec. 9: 23–30.
- Wilkinson L. 2006. *The grammar of graphics*. Springer Science & Business Media.
- Wilson J.B. 1990. Mechanisms of species coexistence: twelve explanations for Hutchinson's paradox of the plankton: evidence from New Zealand plant communities. *New Zealand Journal of Ecology*. 13: 17–42.
- Wilson J.B., Ullmann I., Bannister P. 1996. Do species assemblages ever recur? *Journal of Ecology*. 84: 471–471.
- Wolski K., Szymura M., Szymura T., Gierula A., Sokolska D. 2006. Gatunki traw występujących na obwałowaniach składowiska odpadów flotacyjnych Żelazny Most. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Przyrodniczego we Wrocławiu. Rolnictwo* 545: 301-308.

- Wołek J. 1997. Species co-occurrence patterns in pleustonic plant communities (class lemnetea). *Fragmenta Floristica et Geobotanica. Supplementum*. 5: 1–100.
- Woryna G., Rostański A. 2003. Flora wybranych zwałów pogórnich miasta Ruda Śląska (Górny Śląsk). *Archiwum Ochrony Środowiska*. 29(2): 93–106.
- Woźniak G. 2003b. Grass-dominated plant communities of postindustrial waste sites in Upper Silesia. W: Frey L. (red.). *Problems of grass biology*. W. Szafer Institute of Botany, Krakow. 531–545.
- Woźniak G. 2005. Problems of *Calamagrostis epigejos* synecology on post-industrial sites. in: Frey L. (Ed.), *Biology of grasses*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Science Krakow. 353–361.
- Woźniak G. 2005a. Problems of *Calamagrostis epigejos* synecology on post-industrial sites. W: Frey L. (red.). *Biology of grasses*. W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Science Krakow. s. 353–361.
- Woźniak G. 2006. Colonisation process on coal mine sedimentation pools (Upper Silesia, Poland). *Polish Botanical Studies*. 22: 561–568.
- Woźniak G. 2010. Diversity of vegetation on coal-mine heaps of the Upper Silesia (Poland). W. Szafer Institute of Botany. Polish Academy of Sciences. Kraków. 320.
- Woźniak G. 2010. Zróżnicowanie roślinności na zwałach pogórnich Górnego Śląska. Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, Kraków.
- Woźniak G., Kompala A. 2002. Tereny przemysłowe jako obiekty godne ochrony. W: Ciaciura M. (red.) *Dylematy ochrony przyrody*. Wydawnictwo Uniwersytetu Szczecińskiego, Szczecin. 127–142.
- Woźniak G., Rostański A. 2001. *Chamaenerion palustre* Scop. as a frequent apophyte in plant communities of post-industrial waste sites. *Natura Silesiae Superioris*. 5 (Suppl.): 55–66.
- Woźniak G., Rostański A. 2001. *Chamaenerion palustre* Scop. as a frequent apophyte in plant communities of post-industrial waste sites. *Natura Silesiae Superioris*. 5 (Suppl.): 55–66.
- Woźniak G., Rostański A., Sierka E., Aschan G., Pfanz H. 2005. Diversity of spontaneous vegetation on post-industrial sites – importance in reclamation process. W: Martens P.N.(red.). *Sustainable Development Indicators in the Mineral Industry*. A.I.M.S., Verlag Gluckauf, Essen. 315–323.

- Wójcik M., Sugier P., Siebielec G. 2014. Metal accumulation strategies in plants spontaneously inhabiting Zn-Pb waste deposits. *Science of the Total Environment*. 487: 313-322.
- Xian-He J., Wang J., Liang, H. G. 1995. Effects of water stress on photochemical function and protein metabolism of photosystem II in wheat leaves. *Physiologia Plantarum*. 93(4): 771-777.
- Ye Z.H., Baker A.J.M., Wong M.H., Willis A.J. 1997. Zinc, Lead and Cadmium Tolerance, Uptake and Accumulation by the Common Reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel. *Annals of Botany*. 80(3): 363-370.
- Zaefyzadeh M., Quliyev R. A., Babayeva S. M., Abbasov M. A. 2009. The effect of the interaction between genotypes and drought stress on the superoxide dismutase and chlorophyll content in durum wheat landraces. *Turkish Journal of biology*. 33(1): 1-7.
- Zajac M., Zajac A. 1992. A tentative list of segetal and ruderal apophytes on Poland. *Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Jagiellońskiego MLIX. Prace Botaniczne*. 24: 7-23.
- Zarzycki K. 1976a. Ecodiagrams of common vascular plants in the Pieniny Mountains (The Polish West Carpatians). Part I: Ecodiagrams of selected woodland species. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*. 22(4): 479-497.
- Zarzycki K. 1976b. Ecodiagrams of common Vascular plants in the Pieniny Mountains (The Polish West Carpatians) Part II: Ecodiagrams of selected grassland species. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*. 22(4): 499-528.
- Zarzycki K., Trzcńska-Tacik H., Różański W., Szelaż Z., Wołek J., Korzeniak U., 2002. *Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*, Instytut Botaniki im. W. Szafera PAN, Kraków. 183.
- Zengin F. K., Munzuroglu O. 2005. Effects of some heavy metals on content of chlorophyll, proline and some antioxidant chemicals in bean (*Phaseolus vulgaris* L.) seedlings. *Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica*. 47(2): 157-164.
- Zhang X., Gao B., Xia H. 2014. Effect of cadmium on growth, photosynthesis, mineral nutrition and metal accumulation of bana grass and vetiver grass. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 106: 102-108.
- Zhang Z. Q., Shu W. S., Lan C. Y., Wong M. H. 2001. Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. *Restoration Ecology*. 9(4): 378-385.

Streszczenie

Tereny przemysłowe cechują wyjątkowe, niespotykane na innego typu siedliskach, właściwości fizyczne i chemiczne, które decydują o występowaniu nietypowych zbiorowisk roślinnych oraz mechanizmów ich współwystępowania. W efekcie degradacji gleb dochodzi do ograniczenia występowania lub całkowitego wyeliminowania roślinności oraz pojawienia się anomalii we wzroście i rozwoju roślin już występujących. Liczne obserwacje i badania pozwoliły sformułować tezę sugerującą istnienie mozaiki mikrosiedlisk na zwałowiskach odpadów przemysłowych. Mozaikowość wszystkich typów terenów przemysłowych pozwala na zasiedlanie ich przez gatunki roślin o skrajnie zróżnicowanym spektrum wymagań siedliskowych, czego przykładem są dwa badane gatunki traw dominujące w zbiorowiskach terenów przemysłowych.

Obecność niektórych gatunków traw, w tym *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis*, w siedliskach zdegradowanych chroni przed erozją, poprawia jakość powietrza atmosferycznego, inicjuje procesy glebotwórcze oraz tworzy warunki bytowe dla fauny. *Calamagrostis epigejos* jak i *Phragmites australis* cechują się wyjątkową zdolnością do zajmowania siedlisk, często o wysoce skażonej glebie oraz tendencje do ekspansywnego poszerzania zasięgu.

Wszystkie obiekty antropogeniczne pochodzenia przemysłowego cechuje mineralne podłoże, ubogie w substancje odżywcze oraz trudne warunki życia dla roślin spowodowane słabym uwilgotnieniem. Mimo to, na nierekultywowane tereny przemysłowe zaczyna samoistnie wkraczać roślinność trawiasta, która z czasem dominuje i tworzy trwałe zbiorowiska. Zdolność do różnicowania się w połączeniu z licznymi przystosowaniami morfologicznymi, anatomicznymi, cytologicznymi oraz fizjologicznymi, szeroki zakres tolerancji traw, a także zdolności adaptacyjne dają trawom niespotykane u innych roślin zdolności adaptacyjne. Trawy cechują niewielkie w porównaniu z innymi grupami roślin wymagania siedliskowe.

Trzcinnik piaskowy (*Calamagrostis epigejos*) i trzcina pospolita (*Phragmites australis*) to dwa z gatunki traw, które pełnią funkcję dominanta w płatach roślinności spontanicznie powstających na nieużytkach przemysłowych. Udział tych gatunków we wszystkich etapach spontanicznej sukcesji świadczy o ich zdolności do kolonizowania szczególnie niesprzyjających siedlisk.

Ewolucja wykształciła wiele strategii adaptacyjnych umożliwiających opanowanie nowych siedlisk gatunkom potencjalnie nieprzystosowanym i narażonym na niekorzystny wpływ warunków abiotycznych oraz biotycznych. Plastyczność morfologiczna umożliwia organizmom przystosowanie do zmiennych warunków środowiska i oznacza fenotypowy wynik właściwości genotypu.

Wyniki przeprowadzonych obserwacji i zebrane w terenie dane wskazują, że większe bogactwo gatunkowe w płatach zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* występuje na zwałach węglowych, w porównaniu ze zwałami cynkowo-ołowiowym. Wysokość i biomasa osobników *Calamagrostis epigejos* oraz biomasa osobników *Phragmites australis* były niższe na zwałach cynkowo-ołowiowych w porównaniu z wynikami przeprowadzonymi dla osobników pochodzących ze zwałów węglowych i kontroli. W przypadku wysokości osobników *Phragmites australis* odnotowano wyższe wartości na terenach kontrolnych.

Na biologię dwóch gatunków traw wpływają zarówno warunki środowiskowe jak i czynniki na poziomie biocenotycznym (skład gatunkowy i funkcjonalny) oraz populacyjnym. Przeprowadzono zatem badania, które opisują poszczególne kierunki wpływu na wybrane parametry fizjologiczne roślin. Zawartość chlorofilu, dialdehydu malonowego (MDA), nadtlenu wodoru (H_2O_2) oraz pomiar fluorescencji chlorofilu pozwoliły wykazać, że fizjologiczna odpowiedź badanych gatunków traw na trudne warunki siedliskowe terenów przemysłowych (hałdy węglowe i cynkowo-ołowiowe) zasadniczo odbiega od odpowiedzi na warunki wzrostu populacji kontrolnej (nieprzemysłowej). Populacje gatunków *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* charakteryzowały się zróżnicowaniem stanu aparatu fotosyntetycznego w czasie (pomiaru były wykonywane raz w miesiącu podczas całego sezonu wegetacyjnego) na badanych typach siedlisk. Zarówno u roślin porastających hałdy węglowe jak i hałdy cynkowe zaobserwowano negatywne zmiany w przebiegu fotosyntezy na poziomie fotosystemu II (PSII). Na podstawie wykonanych wykresów OJIP oraz modeli liści, prezentujących sprawność przebiegu fotosyntezy oraz przepływu energii, zaobserwowano wspólną, dla obu badanych gatunków traw, tendencję. Pod koniec sezonu wegetacyjnego (sierpień, wrzesień) analizowane parametry u osobników trzcinnika piaskowego i trzciny pospolitej wskazują na poprawę sprawności fotosyntezy oraz lepszą kondycję roślin.

Summary

The term “brownfields” refers in general to post-industrial sites characterized by unique, unparalleled physical and chemical properties that determine the occurrence of atypical plant communities and the mechanisms of their co-occurrence. As a result of the degradation of soils, there is a reduction in the occurrence or complete lack of vegetation and the appearance of anomalies in the growth and development of the resident plants. Numerous observations and studies have suggested the existence of a mosaic of microhabitats on the dumping ground of industrial wastes. The mosaicism of post-industrial areas allows them to be colonized by plant species with an extremely diverse spectrum of habitat requirements. All anthropogenic sites of post-industrial origin are characterized by a mineral substrate, poor in nutrients, and difficult living conditions for plants caused by low humidity. Nevertheless, vegetation can spontaneously enter the non-reclaimed post-industrial areas and, over time, creates permanent communities.

Grasses have small habitat requirements compared to other plant groups. The ability to propagate, in combination with numerous morphological, anatomical, cytological and physiological adaptations gives the grass unparalleled colonization skills over other plants. The presence of grass species in degraded habitats protects against erosion, improves the quality of atmospheric air, initiates the soil-forming processes and creates living conditions for fauna.

The sand reed (*Calamagrostis epigejos*) and common reed (*Phragmites australis*) are two of the grass species dominating in the vegetation patches spontaneously arising on post-industrial wastelands. The participation of these two species in all the stages of spontaneous succession proves their ability to colonize particularly disadvantageous habitats.

The aim of the present study was to compare individuals of both clonal grass species from post-industrial sites and anthropogenic areas not post-industrial as control, in reference to:

- differences in floristic and functional composition of accompanying species
- differences in height and biomass of individuals
- differences in physiological parameters of individuals (chlorophyll content, intensity of photosynthesis or stress)

The hypothesis of the research was to verify if different environments could affect in a different way the individual performances in the two grass species considered, implying possible divergences in the morphological plasticity.

Post coal mining spoil heaps and zinc-lead mining dumps were chosen as typologies of post-industrial sites for sampling.

The results of the observations carried out indicated that the greatest richness of co-occurring species was detected, for both studied species, on coal mining heaps.

The height and biomass of the individuals of *Calamagrostis epigejos* and the biomass of individuals of *Phragmites australis* were lower on zinc-lead dumps compared to the results from coal dumps and control sites. In case of *Phragmites australis*, the highest values of height were found in the control areas.

The biology of two grass species was influenced by both environmental conditions and factors at biocenotic level (species and functional composition).

The content of chlorophyll, malondialdehyde (MDA), hydrogen peroxide (H₂O₂), and the measurement of chlorophyll fluorescence showed a different physiological response of the studied grass species between post-industrial sites and control areas (anthropogenic non-industrial).

For both species, negative changes in photosynthesis at the level of photosystem II (PSII) were observed in plants growing on post-industrial sites. On the basis of the OJIP charts and leaf models, describing the efficiency of photosynthesis and energy flow, a common tendency was observed for both species. At the end of the growing season (August, September), the parameters analyzed in the sand reed and common reed indicated an improved photosynthetic efficiency and better condition of plants.

Spis rycin i tabel zamieszczonych w pracy

Ryc. 1. Czynniki biotyczne i abiotyczne wpływające na skład gatunkowy i funkcjonalny, parametry biometryczne oraz stan fizjologiczny badanych gatunków traw klonalnych.

Ryc. 2.1. Rozmieszczenia analizowanych płatów w przestrzeni ordynacyjnej głównych składowych PCA, grupowanie płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos* w trzech typach badanych siedlisk na podstawie danych podłoża.

Ryc. 2.2. Rozmieszczenia analizowanych płatów w przestrzeni ordynacyjnej głównych składowych PCA, grupowanie płatów zdominowanych przez *Phragmites australis* w trzech typach badanych siedlisk na podstawie danych podłoża.

Tab. 2.1. Porównanie zawartości kadmu przyswajalnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 23.727, df = 2, p-value = 0.000.

Tab. 2.2. Porównanie zawartości węgla organicznego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 12.535, df = 2, p-value = 0.001897.

Tab. 2.3. Porównanie zawartości przyswajalnego potasu w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 20.093, df = 2, p-value = 0.00004335.

Tab. 2.4. Porównanie zawartości magnezu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 21.009, df = 2, p-value = 0.00002741.

Tab. 2.5. Porównanie zawartości całkowitego azotu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 8.0841, df = 2, p-value = 0.01756.

Tab. 2.6. Porównanie zawartości fosforu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 20.394, df = 2, p-value = 0.00003728.

Tab. 2.7. Porównanie zawartości ołowiu ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 29.478, df = 2, p-value = 0.0000003972.

Tab. 2.8. Porównanie zawartości przyswajalnego ołowiu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 17.766, df = 2, p-value = 0.0001387.

Tab. 2.9. Porównanie odczynu pH, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 0.078429, df = 2, p-value = 0.9615.

Tab. 2.10. Porównanie wilgotności gleby (waga), w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 26.42, df = 2, p-value = 0.000001833.

Tab. 2.11. Porównanie pojemności wodnej, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 26.42, df = 2, p-value = 0.000001833.

Tab. 2.12. Porównanie zawartości cynku ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 31.04, df = 2, p-value = 0.0000001819.

Tab. 2.13. Porównanie zawartości cynku przyswajalnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Calamagrostis epigejos*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 26.673, df = 2, p-value = 0.000001615.

Tab. 2.14. Porównanie zawartości kadmu przyswajalnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 17.202, df = 2, p-value = 0.0001839.

Tab. 2.15. Porównanie zawartości węgla organicznego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 19.242, df = 2, p-value = 0.00006631.

Tab. 2.16. Porównanie zawartości przyswajalnego potasu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 21.771, df = 2, p-value = 0.00001873.

Tab. 2.17. Porównanie zawartości magnezu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 24.621, df = 2, p-value = 0.000004504.

Tab. 2.18. Porównanie zawartości całkowitego azotu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 15.938, df = 2, p-value = 0.0003461.

Tab. 2.19. Porównanie zawartości fosforu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 19.161, df = 2, p-value = 0.00006905.

Tab. 2.20. Porównanie zawartości ołowiu ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 22.907, df = 2, p-value = 0.00001061.

Tab. 2.21. Porównanie zawartości przyswajalnego ołowiu, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 3.8876, df = 2, p-value = 0.1432.

Tab. 2.22. Porównanie odczynu pH, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 0.078429, df = 2, p-value = 0.9615.

Tab. 2.23. Porównanie wilgotności gleby (waga), w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 1.7746, df = 2, p-value = 0.4118.

Tab. 2.24. Porównanie pojemności wodnej, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 1.7746, df = 2, p-value = 0.4118.

Tab. 2.25. Porównanie zawartości cynku ogólnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 26.339, df = 2, p-value = 0.000001908.

Tab. 2.26. Porównanie zawartości cynku przyswajalnego, w podłożu płatów zdominowanych przez *Phragmites australis*, w trzech typach badanych siedlisk (średnia i odchylenie standardowe), Kruskal-Wallis chi-squared = 22.276, df = 2, p-value = 0.00001455.

Tab. 3.1.1. Zestawienie liczby gatunków występujących w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Tab. 3.1.2. Zestawienie wartości wskaźnika Shannon'a Wienera (H') w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Tab. 3.1.3. Zestawienie wartości wskaźnika równomierności Evenness w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Tab. 3.1.4. Zestawienie wartości wskaźnika dominacji w płatach roślinności zdominowanych przez *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Ryc. 3.1.1. Wykres centroidów wzdłuż pierwszych dwóch osi DCA płatów z udziałem *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* (A) oraz centroidy wzdłuż dwóch pierwszych osi PCA z wyłączeniem gatunków towarzyszących (B), 1 - płatów opanowanych przez *C. epigejos*, 2 płaty zbiorowisk/płatów *P. australis*.

Ryc. 3.1.2. Kanoniczna analiza korespondencji CCA płatów z udziałem *C. epigejos* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących.

Tab. 3.1.4. Istotność zmiennych siedliskowych w analizie CCA płatów z udziałem *C. epigejos* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących.

Tab. 3.1.5. Zestawienie liczby gatunków występujących w płatach roślinności zdominowanych przez *Phragmites australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Tab. 3.1.6. Zestawienie wartości wskaźnika Shannon'a Wienera (H') w płatach roślinności zdominowanych przez *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Tab. 3.1.7. Zestawienie wartości wskaźnika równomierności Evenness w płatach roślinności zdominowanych przez *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Tab. 3.1.8. Zestawienie wartości wskaźnika dominacji w płatach roślinności zdominowanych przez *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Ryc. 3.1.3. Kanoniczna analiza korespondencji CCA płatów z udziałem *P. australis* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących.

Tab. 3.1.9. Istotność zmiennych siedliskowych w analizie CCA płatów z udziałem *P. australis* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących.

Ryc. 3.1.4. Wykres ordynacji DCA dla płatów zdominowanych przez *C. epigejos* i *P. australis* na podstawie pokrycia gatunków towarzyszących wraz z pasywnie nałożonymi wartościami współczynników różnorodności funkcjonalnej.

Ryc. 3.1.5. Porównanie wybranych wskaźników różnorodności funkcjonalnej płatów zdominowanych przez *C. epigejos* i *P. australis* na podstawie udziału gatunków towarzyszących (test Wilcozona sumy rang).

Ryc. 3.1.7. Ordynacja cech siedliskowych i pokrycia *C. epigejos* (w ramkach) i cech funkcjonalnych roślin.

Ryc. 3.1.8. Analiza fourth-corner dla RLQ z udziałem *C. epigejos*. Na czerwono pozytywne istotne korelacje, na niebiesko istotne statystycznie negatywne korelacje.

Ryc. 3.1.9. Porównanie współczynników różnorodności funkcjonalnej FD między typami siedlisk dla *C. epigejos* (Test Kruskala-Wallisa i post-hoc Conovera).

Ryc. 3.1.10. Analiza RLQ dla płatów z *P. australis*. Pierwsze dwie osie RLQ tłumaczą odpowiednio 43.0% i 19.3% całkowitej zmienności.

Ryc. 3.1.11. Ordynacja cech siedliskowych i pokrycia *P. australis* (w ramkach) i cech funkcjonalnych roślin.

Ryc. 3.1.12. Analiza fourth-corner dla RLQ z udziałem *P. australis*. Na czerwono pozytywne istotne asocjacje na niebiesko istotne negatywne asocjacje.

Tab. 3.2.1. Zestawienie pomiarów wysokości osobników *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Ryc. 3.2.1. Porównanie średniej i współczynnika zmienności (CV) wysokości osobników *C. epigejos* między na trzech typach siedlisk (różne litery – A, B, pokazują istotne różnice $p < 0,05$ - test Kruskala-Wallisa i post-hoc Conovera).

Tab. 3.2.2. Zestawienie pomiarów biomasy osobników *C. epigejos* na trzech typach badanych siedlisk.

Ryc. 3.2.2. Porównanie pokrycia i biomasy *C. epigejos* między badanymi typami siedlisk. (Test Kruskala-Wallisa i post-hoc Conovera).

Ryc. 3.2.3. Relacja między biomasą, średnią wysokością oraz współczynnikiem zmienności wysokości *C. epigejos*, a wybranymi charakterystykami podłoża: bogactwem gatunkowym, osiami DCA i różnorodnością funkcjonalną oraz strukturą zbiorowiska.

Tab. 3.2.3. Zestawienie pomiarów wysokości osobników *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Ryc. 3.2.4. Porównanie średniej i współczynnika zmienności (CV) wysokości osobników *P. australis* między dwoma typami hałd i kontrolą.

Tab. 3.2.4. Zestawienie pomiarów biomasy osobników *P. australis* na trzech typach badanych siedlisk.

Ryc. 3.2.5. Macierz korelacji Spearman'a między świeżą biomasą, średnią wysokością oraz współczynnikiem zmienności wysokości *P. australis* a wybranymi charakterystykami podłoża, bogactwem gatunkowym, osiami DCA i różnorodnością funkcjonalną oraz strukturą zbiorowiska.

Ryc. 3.2.6. Porównanie pokrycia i biomasy *P. australis* między typami siedlisk. (Test Kruskala-Wallisa i post-hoc Conovera, różne litery oznaczają istotność różnic na poziomie).

Ryc. 3.3.1. Zawartość H_2O_2 w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) porastających trzy typy siedlisk w trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego.

Ryc. 3.3.2. Zawartość H_2O_2 w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Phragmites australis*) porastających trzy typy siedlisk w trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego.

Ryc. 3.3.3. Zawartość MDA w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Calamagrostis epigejos*) porastających trzy typy siedlisk w trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego.

Ryc. 3.3.4. Zawartość MDA w osobnikach trzcinnika piaskowego (*Phragmites australis*) porastających trzy typy siedlisk w trzech fragmentach sezonu wegetacyjnego.

Ryc. 3.3.5. Porównanie zawartości H_2O_2 i MDA u *Calamagrostis epigejos* między trzema typami siedlisk w czasie (istotność na poziomie $p=0,373$ dla H_2O_2 i $p=0,779$ dla MDA – test Friedmana).

Ryc. 3.3.6. Porównanie zawartości H_2O_2 i MDA u *Phragmites australis* między trzema typami siedlisk w czasie.

Ryc. 3.3.7. Zawartości chlorofilu (j.w.) u osobników *Calamagrostis epigejos* porastających trzy typy siedlisk w kolejnych pięciu miesiącach.

Ryc. 3.3.8. Zawartości chlorofilu (j.w.) u osobników *Phragmites australis* porastających trzy typy siedlisk w kolejnych pięciu miesiącach.

Ryc. 3.3.9. Wariancja zawartości chlorofilu w liściach osobników *Phragmites australis* i *Calamagrostis epigejos* na wszystkich stanowiskach trzech typów badanych siedlisk.

Tab. 3.3.1. Permutacyjna trzyczynnikowa analiza wariancji dla *Calamagrostis epigejos* i *Phragmites australis* na sześciu badanych obiektach w pięciu miesiącach pomiarowych.

Ryc. 3.3.10. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. w maju. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.11. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. w czerwcu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.12. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. w lipcu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.13. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. w sierpniu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.14. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Calamagrostis epigejos* L. we wrześniu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.15. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Phragmites australis* L. w maju. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.16. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Phragmites australis* L. w czerwcu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔV_t . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.17. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję (ΔV_t) liści *Phragmites australis* L. w lipcu. (A) – krzywe

fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔVt . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.18. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję ($\Delta V t$) liści *Phragmites australis* L. w sierpniu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔVt . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.19. Wpływ czynników środowiskowych na fluorescencję chlorofilu a oraz zmienną względną fluorescencję ($\Delta V t$) liści *Phragmites australis* L. we wrześniu. (A) – krzywe fluorescencji chlorofilu a, (B) - ΔVt . Krzywe przedstawiają wartości średnie ($n = 16$) wyrażone w jednostkach arbitralnych (j.a.).

Ryc. 3.3.20. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w maju.

Ryc. 3.3.21. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w czerwcu.

Ryc. 3.3.22. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w lipcu.

Ryc. 3.3.23. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w sierpniu.

Ryc. 3.3.24. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Calamagrostis epigejos* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) we wrześniu.

Ryc. 3.3.25. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w maju.

Ryc. 3.3.26. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w czerwcu.

Ryc. 3.3.27. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w lipcu.

Ryc. 3.3.28. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) w sierpniu.

Ryc. 3.3.29. Model przedstawiający fenomenologiczny przepływ energii przez wzbudzone przekroje liści (CS) *Phragmites australis* na siedliskach kontrolnych (OC i PC) oraz hałdach powęglowych (KC i MC) i pocynkowo-ołowiowych (CC i DC) we wrześniu.

Ryc. 4.4.1 Zależność intensywności fotosyntezy i oddychania od zmiany warunków środowiskowych (Salisbury i Marinos 1985, Starck 2005 zmienione).

Ryc. 4.3.2. Reakcja roślin na stresory środowiskowe oraz wynik końcowy zależny od rodzaju stresora i stanu fizjologicznego rośliny (zmienione za Kacperska 2004, Starck 1998, Starck 2005).

Ryc. 4.5.1. Gleba jako utwór powstały w wyniku oddziaływań elementów abiotycznych i biotycznych (Skiba 2002 zmienione).

Wykaz akronimów nazw gatunkowych stosowanych w pracy.

<i>Acer pseudoplatanus</i>	Acerpseu
<i>Achillea millefolium</i>	Achimill
<i>Aegopodium podagraria</i>	Aegopoda
<i>Elymus repens</i>	Elymrepe
<i>Agrostis stolonifera</i>	Agrostol
<i>Agrostis capillaris</i>	Agrocap
<i>Angelica sylvestris</i>	Angesylv
<i>Angelica serpyllifolia</i>	Angeserp
<i>Artemisia vulgaris</i>	Artevulg
<i>Aster anglicae</i>	Asteangl
<i>Aster belgii</i>	Astebelg
<i>Barbarea vulgaris</i>	Barbvulg
<i>Betula pendula</i>	Betupend
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Calaepig
<i>Calystegia sepium</i>	Calysepi
<i>Cardaminopsis arenosa</i>	Cardaren
<i>Carex acutiformis</i>	Careacut
<i>Carex hirta</i>	Carehirt
<i>Carex spicata</i>	Carespic
<i>Centaurea diffusa</i>	Centdiff
<i>Centaurea jacea</i>	Centjace
<i>Cerastium holosteloides</i>	Ceraholo
<i>Chrysoplenium alternifolium</i>	Chryalte
<i>Cichorium intybus</i>	Cichinty
<i>Cirsium arvense</i>	Cirsarve
<i>Cirsium vulgare</i>	Cirsvulg
<i>Cirsium palustre</i>	Cirspalu
<i>Convolvulus arvensis</i>	Convarve
<i>Conyza canadensis</i>	Conycana
<i>Cornus sanguinea</i>	Cornsang
<i>Crepis biennis</i>	Crepbien
<i>Dactylis glomerata</i>	Dactglom
<i>Daucus carota</i>	Dauccaro
<i>Deschampsia caespitosa</i>	Desccaes
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Descflex
<i>Echium vulgare</i>	Echivulg
<i>Equisetum arvense</i>	Equiarve
<i>Erigeron annuus</i>	Erigannu
<i>Conyza canadensis</i>	Conycana
<i>Epilobium montanum</i>	Epilmont
<i>Epilobium hirsutum</i>	Epilhirs
<i>Epipactis palustris</i>	Epippalu
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Eupacann

<i>Euphorbia cyparissias</i>	Euphcypa
<i>Euphrasia rostkoviana</i>	Euphrost
<i>Festuca ovina</i>	Festovin
<i>Festuca pratensis</i>	Festprat
<i>Galeopsis tetrahit</i>	Galetetr
<i>Galium aparine</i>	Galiapar
<i>Galium mollugo</i>	Galimoll
<i>Geum urbanum</i>	Geumurba
<i>Glechoma hederacea</i>	Glechede
<i>Hieracium pilosella</i>	Hierpila
<i>Hieracium piloselloides</i>	Hierpilo
<i>Hieracium sabaudum</i>	Hiersaba
<i>Hieracium vulgatum spr. checklist</i>	Hiervulg
<i>Holcus lanatus</i>	Holclana
<i>Hypericum maculatum</i>	Hypemacu
<i>Hypericum perforatum</i>	Hypeperf
<i>Hypochoeris radicata</i>	Hyporadi
<i>Humulus lupulus</i>	Humulupu
<i>Juncus bufonius</i>	Juncbufo
<i>Juncus effusus</i>	Junceffu
<i>Lathyrus sylvestris</i>	Lathsylv
<i>Lathyrus pratensis</i>	Lathprat
<i>Lathyrus tuberosus</i>	Lathtube
<i>Lemna minor</i>	Lemnmino
<i>Ligustrum vulgare</i>	Liguulg
<i>Linum catharticum</i>	Linucath
<i>Lotus corniculatus</i>	Lotucorn
<i>Lycopus europaeus</i>	Lycoeuro
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Lysivulg
<i>Medicago falcata</i>	Medifalc
<i>Medicago lupulina</i>	Medilupu
<i>Melandrium album</i>	Melaalbu
<i>Melilotus alba</i>	Melialba
<i>Oenothera biennis</i>	Oenobien
<i>Oenothera sp.</i>	Oenosp
<i>Odontites rubra</i>	Odonrubr
<i>Pastinaca sativa</i>	Pastsati
<i>Phragmites australis</i>	Phraaust
<i>Picris heiracioides</i>	Picrheir
<i>Pimpinella saxifraga</i>	Pimpsaxi
<i>Pinus silvestris</i>	Pinusilv
<i>Plantago lanceolata</i>	Planlanc
<i>Plantago major</i>	Planmajo
<i>Poa angustifolia</i>	Poaangu
<i>Poa compressa</i>	Poacomp

<i>Poa pratensis</i>	Poaprat
<i>Poa trivialis</i>	Poatriv
<i>Populus tremula</i>	Poputrem
<i>Ranunculus repens</i>	Ranurepe
<i>Reseda lutea</i>	Reselute
<i>Rumex acetosa</i>	Rumeacea
<i>Rumex acetosella</i>	Rumeacet
<i>Rubus caesius</i>	Rubucaes
<i>Salix aurita</i>	Saliauri
<i>Salix cinerea</i>	Salicine
<i>Scirpus sylvaticus</i>	Scirsylv
<i>Scrophularia nodosa</i>	Scronodo
<i>Silene vulgaris</i>	Silevulg
<i>Solidago canadensis</i>	Solicana
<i>Solidago gigantea</i>	Soligiga
<i>Sonchus arvensis</i>	Soncarve
<i>Sonchus asper</i>	Soncaspe
<i>Sphagnum sp.</i>	Sphasp
<i>Stellaria media</i>	Stelmedi
<i>Tanacetum vulgare</i>	Tanavulg
<i>Taraxacum officinale</i>	Taraoffi
<i>Trifolium arvense</i>	Trifarve
<i>Trifolium pratense</i>	Trifprat
<i>Trifolium repens</i>	Trifrepe
<i>Tussilago farfara</i>	Tussfarf
<i>Urtica dioica</i>	Urtidioi
<i>Veronica officinalis</i>	Verooffi
<i>Vicia angustifolia</i>	Viccangu
<i>Vicia cracca</i>	Vicccrac
<i>Vicia hirsuta</i>	Vicchirs

Wykaz skrótów nazw obiektów badawczych stosowanych w pracy.

Katowice - Ochojec	O
Katowice - Piotrowice	P
Katowice „Trzy Stawy”	T
Mysłowice KWK „Wesoła”	M
Zabrze	Z
Kostuchna	K
Chropaczów	C
Dołki	D
Żabie Doły	Ż

Wykaz oznaczeń nazw badanych populacji stosowanych w pracy.

Populacja <i>Calamagrostis epigejos</i> z siedliska w Ochojcu	C
Populacja <i>Phragmites australis</i> z siedliska w Ochojcu	P
Populacja <i>Calamagrostis epigejos</i> z siedliska w Piotrowicach	C
Populacja <i>Phragmites australis</i> z siedliska w Piotrowicach	P
Populacja <i>Calamagrostis epigejos</i> z siedliska w Mysłowicach	C
Populacja <i>Phragmites australis</i> z siedliska w Mysłowicach	P
Populacja <i>Calamagrostis epigejos</i> z siedliska w Kostuchnie	C
Populacja <i>Phragmites australis</i> z siedliska w Kostuchnie	P
Populacja <i>Calamagrostis epigejos</i> z siedliska w Chropaczowie	C
Populacja <i>Phragmites australis</i> z siedliska w Chropaczowie	P
Populacja <i>Calamagrostis epigejos</i> z siedliska w Dołkach	C
Populacja <i>Phragmites australis</i> z siedliska w Dołkach	P

Wykaz oznaczeń płatów zdominowanych przez badane gatunki traw w trzech typach siedlisk.

Płat 1. w Ochojcu zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C1
Płat 2. w Ochojcu zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C2
Płat 3. w Ochojcu zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C3
Płat 4. w Ochojcu zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C4
Płat 5. w Ochojcu zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C5
Płat 1. w Ochojcu zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P1
Płat 2. w Ochojcu zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P2
Płat 3. w Ochojcu zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P3
Płat 4. w Ochojcu zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P4
Płat 5. w Ochojcu zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P5
Płat 1. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C1
Płat 2. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C2
Płat 3. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C3
Płat 4. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C4
Płat 5. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C5
Płat 1. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P1
Płat 2. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P2
Płat 3. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P3
Płat 4. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P4
Płat 5. w Piotrowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P5
Płat 1. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	SC1
Płat 2. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	SC2
Płat 3. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	SC3

Płat 4. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	SC4
Płat 5. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	SC5
Płat 1. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	SP1
Płat 2. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	SP2
Płat 3. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	SP3
Płat 4. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	SP4
Płat 5. w „Trzech Stawach” zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	SP5
Płat 1. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C1
Płat 2. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C2
Płat 3. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C3
Płat 4. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C4
Płat 5. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C5
Płat 1. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P1
Płat 2. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P2
Płat 3. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P3
Płat 4. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P4
Płat 5. w Mysłowicach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P5
Płat 1. w Zabrze zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C1
Płat 2. w Zabrze zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C2
Płat 3. w Zabrze zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C3
Płat 4. w Zabrze zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C4
Płat 5. w Zabrze zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C5
Płat 1. w Zabrze zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P1
Płat 2. w Zabrze zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P2

Płat 3. w Zabrze zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P3
Płat 4. w Zabrze zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P4
Płat 5. w Zabrze zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P5
Płat 1. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C1
Płat 2. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C2
Płat 3. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C3
Płat 4. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C4
Płat 5. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C5
Płat 1. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P1
Płat 2. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P2
Płat 3. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P3
Płat 4. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P4
Płat 5. w Kostuchnie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P5
Płat 1. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C1
Płat 2. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C2
Płat 3. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C3
Płat 4. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C4
Płat 5. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C5
Płat 1. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P1
Płat 2. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P2
Płat 3. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P3
Płat 4. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P4
Płat 5. w Chropaczowie zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P4
Płat 1. w Dołkach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C1

Płat 2. w Dołkach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C2
Płat 3. w Dołkach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C3
Płat 4. w Dołkach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C4
Płat 5. w Dołkach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	C5
Płat 1. w Dołkach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P1
Płat 2. w Dołkach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P2
Płat 3. w Dołkach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P3
Płat 4. w Dołkach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P4
Płat 5. w Dołkach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	P5
Płat 1. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	BC1
Płat 2. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	BC2
Płat 3. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	BC3
Płat 4. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	BC4
Płat 5. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Calamagrostis epigejos</i>	BC5
Płat 1. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	BP1
Płat 2. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	BP2
Płat 3. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	BP3
Płat 4. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	BP4
Płat 5. w Żabich Dołach zdominowany przez <i>Phragmites australis</i>	BP5